

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Avaliação do efeito da erradicação de mamíferos invasores no
nicho trófico da lagartixa da Berlenga (*Podarcis carbonelli
berlengensis*) com recurso a análise isotópica**

Sara Ferreira Nunes

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação orientada por:
Prof. Doutor Rui Rebelo
Doutor Ricardo Rocha

2019

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado por fundos nacionais através da FCT - Fundação para a Ciência e a Tecnologia no âmbito do projeto UID/BIA/00329/2019.

Gostaria de agradecer em primeiro lugar ao meu orientador, Professor Rui Rebelo, pela oportunidade que me deu de desenvolver este trabalho na Berlenga. Por toda a ajuda, disponibilidade constante e transmissão de conhecimentos ao longo deste ano de tese, e pela confiança que depositou em mim e no meu trabalho.

Obrigada também ao meu orientador, Ricardo Rocha, que desde início se disponibilizou para me ajudar, pela incrível simpatia, por todo o apoio, constante disponibilidade, ajuda e amizade.

Queria agradecer ao ICNF (Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas) e à diretora da Reserva Natural das Berlengas, Dr^a Lurdes Morais, pela autorização para realizar o trabalho de campo na Berlenga e utilizar a casa da reserva. Os animais foram capturados ao abrigo da licença nº 923/2018/CAPT. Aos vigilantes da natureza, Paulo, Mourato, Alexandre, Ana, Márcio e Nuno, que me receberam sempre tão bem, fizeram com que as minhas estadias na ilha fossem sempre mais animadas e ofereceram sempre a sua ajuda no que precisasse.

Este trabalho está enquadrado no projeto LIFE+Berlengas, coordenado pela SPEA (Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves). Quero agradecer em particular ao Nuno Oliveira, à Isabel Fagundes, à Joana Andrade e aos voluntários com quem me cruzei no campo; obrigada pela disponibilidade, companheirismo e interesse pelo meu trabalho.

Queria agradecer à Marta Sampaio e ao Mário Ferreira pela recolha de dados de campo de 2016 (medições de animais, caudas para isótopos e medições da vegetação) que usei neste trabalho e assim tornaram possível ter uma amostragem do período pré-erradicação. Os animais foram capturados ao abrigo da licença nº 682/2016/CAPT. Gostaria também de agradecer ao projeto LIFE+Berlengas, coordenado pela SPEA, que financiou o trabalho de campo de 2016.

À Capitania do porto de Peniche, gostaria de agradecer pelo transporte da ilha até Peniche. Aos faroleiros da Berlenga, em especial ao Coutinho e ao Serrão, pelas inúmeras visitas que me deixaram fazer ao Farol, e pela simpatia que sempre demonstraram.

Um grande obrigada ao Jorge e à Mafalda, que desde que cheguei à ilha me transmitiram uma enorme amizade. Obrigada pelo gigante companheirismo e ajuda no meu trabalho. Obrigada em especial ao Jorge, que me ensinou tanto sobre cagaras e me convidou sempre para participar no trabalho nas colónias.

Gostaria de agradecer ao Dr. Paulo Sá-Sousa por se ter disponibilizado a fornecer os dados das lagartixas de 1990.

Gostaria também de agradecer ao Dr. Mário Boieiro, pela ajuda na definição das metodologias de captura de insetos e pelo material que disponibilizou. Ao Ricardo Costa, pela ajuda preciosa que me deu no campo e na captura dos insetos para as minhas análises.

Ao Paulo Sousa, queria agradecer pela ajuda na identificação das formigas, pela amizade constante durante a licenciatura e o mestrado, e pela troca de ideias de trabalho.

Aos meus colegas de mestrado e colegas na sala de trabalho, Inês, Fernando, Catarina, João, Carolina, pela companhia dos almoços, motivação, disponibilidade constante para ajudar com qualquer dúvida e discussão de ideias.

À Teresa Camelo, obrigada pela enorme amizade ao longo destes anos na FCUL. Obrigada pela ajuda no trabalho de campo, pelos “lanches” ao final da tarde e conversas que eram sempre o meu melhor momento de descontração depois do dia inteiro a escrever.

Obrigada à Catarina Trindade, que mesmo quando parece que não vivemos na mesma cidade, consegue sempre arranjar um tempinho para mim, ouve todos os meus desabafos e tem sempre os melhores conselhos para me dar e me motivar.

À Andreia Ribeiro, obrigada por estares sempre disponível para ouvir os meus problemas, sempre disponível para me ajudar no que for preciso e para me fazer companhia. Obrigada pela motivação, amizade e carinho.

Ao Daniel Correia, todas as palavras de agradecimento serão poucas. Mesmo tendo passado este ano do outro lado da Europa, o apoio foi constante. Obrigada pela eterna paciência para todos os meus dramas, por estares sempre disponível para me motivar e tranquilizar. Obrigada sobretudo por acreditares sempre em mim, às vezes mais do que eu própria.

Um agradecimento muito especial à Lina, por ter sempre uma palavra amiga para mim, pelo interesse que sempre mostrou nos meus assuntos, pelo carinho e ajuda que sempre me deu ao longo da vida.

À minha irmã Ana Cláudia, que me apoia sempre, tem sempre as palavras mais divertidas e engraçadas para me animar, que me ajuda e apoia em tudo o que preciso, obrigada por tudo.

Ao António, a mini-pessoa com mais piada que eu conheço, e que ficou a adorar as “minhas” lagartixas, obrigada por me animares sempre, e mesmo que ainda não te apercebas, obrigada por confiares em mim para te ajudar a explorar o mundo.

Por fim, obrigada às pessoas mais importantes para mim. Pai e Mãe, obrigada pelo vosso apoio e amor incondicional, por sempre me apoiarem nas minhas decisões, acreditarem que sou capaz e por fazerem sempre tudo o que está ao vosso alcance para me ajudar e me fazer sentir bem, sou uma privilegiada por vos ter. Espero deixar-vos orgulhosos!

RESUMO

Uma das principais ameaças à biodiversidade insular são as invasões biológicas, sobretudo por mamíferos, que alteram ou competem pelos mesmos recursos que as espécies nativas. Uma forma muito eficiente e bem-sucedida em ilhas para evitar o declínio das espécies endêmicas é através da erradicação dos mamíferos invasores. Após estas erradicações ocorre uma recuperação populacional dos répteis endêmicos que, para além de aumentarem em número, podem apresentar alterações na sua ecologia trófica. A ilha da Berlenga, devido à elevada riqueza biológica, é uma importante área protegida, tendo sido alvo de um projeto de erradicação de coelho *Oryctolagus cuniculus* e rato-preto *Rattus rattus*. Lagartixa da Berlenga *Podarcis carbonelli berlengensis*, um dos endemismos da ilha, é uma espécie de réptil insetívoro generalista com variações sazonais na dieta.

O presente estudo tem como objetivo caracterizar as variações no nicho trófico, com recurso a análise de isótopos estáveis, e no tamanho corporal da população de lagartixa da Berlenga, após a erradicação de mamíferos invasores. Para concretizar este objetivo, foram recolhidas amostras de músculo da cauda das lagartixas em três zonas distintas da ilha e também exemplares de duas famílias de insetos situados em posições distintas da cadeia trófica (detritívoros e consumidores primários estritos). As amostras foram preparadas para a determinação dos fracionamentos isotópicos $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e as alterações no nicho isotópico das populações foram avaliadas através da comparação de resultados pré-erradicação e pós-erradicação (final de verão e primavera seguinte). Para a análise de resultados das assinaturas isotópicas foi utilizado o *package* SIBER.

Após a erradicação houve alterações na estrutura de tamanho corporal da lagartixa da Berlenga, com o aumento do dimorfismo sexual mediado pela maior frequência de machos grandes. Com a eliminação de competição interespecífica, terá aumentado a competição intraespecífica, tendo sido favorecidos os machos maiores. No período pós-erradicação o nicho isotópico da lagartixa ampliou-se, tendo este aumento sido distinto nas diferentes zonas da ilha, consoante as características locais. Sem a pressão competitiva, as lagartixas poderão explorar outros recursos disponíveis, apresentando um comportamento mais generalista. Na comparação sazonal, entre o final de verão, período de maior escassez e a primavera seguinte, com maior abundância de recursos, ocorreu uma diminuição da amplitude do nicho isotópico das lagartixas. Supõe-se que na primavera, como a abundância de presas é superior, os animais podem especializar-se nas presas preferenciais. Machos e fêmeas contribuem, consoante a estação, de modo diferente para as variações do nicho isotópico, confirmando assim o dimorfismo sexual a nível trófico. Na zona mais natural da ilha, Vale Paínhos, os machos tiveram um nicho isotópico mais amplo que o das fêmeas no final do verão, o que corresponderá a um maior investimento no crescimento. Na primavera, época reprodutora, a tendência inverteu-se e as fêmeas apresentaram nicho isotópico mais amplo que os machos. Nesta época os machos investem mais na defesa do território, ficando presumivelmente restritos a uma área pequena, enquanto as fêmeas exploram uma região maior e presumivelmente uma maior variedade de presas.

Com a erradicação dos mamíferos invasores, houve evidências de uma recuperação gradual do ecossistema, traduzida numa recuperação do coberto vegetal, logo nas comunidades de invertebrados, e numa alteração dos nichos isotópicos da lagartixa da Berlenga. As monitorizações futuras poderão avaliar as respostas a longo prazo das comunidades insulares da Berlenga à erradicação dos mamíferos invasores.

Palavras-chave: répteis insulares; recuperação populacional; nicho isotópico; dimorfismo sexual; vegetação.

ABSTRACT

A high proportion of insular species is endemic, with terrestrial reptiles being an important part of the vertebrate component. One of the main threats to the insular biodiversity is biological invasions, mostly by mammals, which alter or compete for the same resources used by the native species. A very efficient and successful way to prevent the decline of insular endemic species is through the eradication of invasive mammals, after which the populations of native species tend to recover. In reptiles, in addition to an increase in population numbers, there may be changes in their trophic ecology. Berlenga island, due to its high biological richness, is an important protected area and has been the target of a rabbit *Oryctolagus cuniculus* and black rat *Rattus rattus* eradication project. The Berlenga wall lizard *Podarcis carbonelli berlingensis*, one of the island's endemics, is a generalist insectivorous species with seasonal diet variations. The present study aims to characterize the variations in the trophic ecology of this lizard using stable isotope analysis, as well as the variations in body size that occurred after the mammal eradication. Lizard tail muscle samples were collected in three distinct areas of the island, as well as samples of two arthropod families in different positions of the food web (detritivore and strict primary consumer). The samples were prepared and analysed for the determination of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isotopic fractionation, and the changes in the trophic niche were evaluated through the comparison of isotopic niches among pre and post eradication (end of summer and spring). Isotopic niches were analysed using SIBER package.

After the eradication period, there were changes in the body size structure of the lizard population, with an increase in sexual dimorphism mediated by the higher frequency of large males of Berlenga wall lizard. In the absence of interspecific competition, intraspecific competition increased and therefore larger males were favoured. In the post eradication period, the Berlenga wall lizard's isotopic niche expanded. This expansion differed among different areas of the island, depending on the characteristics of each site. With no competitive pressure, lizards can exploit other available resources, showing a more generalist behaviour. Regarding the seasonal comparison, between late summer, a resource scarce period, and the following spring, with greater resource abundance, there was a decrease in the lizard's isotopic niche amplitude. In spring, as the availability of food resources is higher, the animals may specialize in preferred prey. Males and females contribute differently, depending on the season, for the variations in the isotopic niche, thus confirming sexual dimorphism at the trophic level. In the most natural area of the island, Vale Paínhos, males had a wider trophic niche than females in summer. During this period, males invest more in growth. In the spring, corresponding to the breeding season, the trend was reversed, and females had a wider isotopic niche than males. During the spring, males invest more in territory defence, becoming presumably restricted to smaller areas, while females explore a wider niche and, presumably, a more varied diet.

After the invasive mammals' eradication there was evidence of a progressive ecosystem recovery, translated by the increase in vegetation cover, and therefore by a recovery in the invertebrate communities, and changes in the isotopic niches of the Berlenga wall lizard. Future monitoring efforts will be able to evaluate long-term community responses to the eradication of the invaders.

Keywords: insular reptiles; population recovery; isotopic niche; sexual dimorphism; vegetation.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAIS E MÉTODOS	6
2.1. Caracterização da área de estudo.....	6
2.1.1. Estrutura da vegetação.....	7
2.2. Amostragem de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i>	7
2.2.1. Estrutura de tamanho corporal de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> em 2016, 2018 e 2019	7
2.2.2 – Estrutura de tamanho corporal de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> em 1990	7
2.2.3 – Recolha de músculo para análises isotópicas	7
2.3. Amostragem de insetos	8
2.4. Análise isotópica da teia trófica de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i>	8
2.5. Aspectos éticos.....	9
2.6. Análise de dados.....	9
2.6.1. Estrutura da população	9
2.6.2. Nichos isotópicos	9
3. RESULTADOS	11
3.1. Caracterização da vegetação.....	11
3.2. Estrutura populacional de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i>	12
3.3. Estrutura de tamanho corporal de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i>	13
3.3.1. Comparação entre 1990 e 2018/19	13
3.3.2. Comparação entre 2016, 2018 e 2019	14
3.4. Análise do nicho isotópico de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i>	18
3.4.1. Assinatura isotópica das presas	18
3.4.2. Nicho isotópico das lagartixas no período pré/pós-erradicação	19
3.4.3. Nicho isotópico das lagartixas no período intra-ano	22
3.4.4. Nicho isotópico das lagartixas no período pré-erradicação e na primavera de 2019	25
3.4.5. Comparações dos nichos isotópicos dos dois sexos	26
4. DISCUSSÃO.....	29
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35
6. ANEXOS.....	42

LISTA DE TABELAS, FIGURAS E ANEXOS

TABELAS

Tabela 3.2.1- Número total de lagartixas capturadas no período pré-erradicação 2016 (Pré16), no final de verão pós-erradicação 2018 (PósV18) e na primavera pós-erradicação 2019 (PósP19), nas três zonas de amostragem, Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F). <i>Sex-ratio</i> (Machos:Fêmeas; M:F) e proporção de adultos/juvenis (A:J) nas três zonas.....	12
Tabela 3.3.2.1- Resultados da ANOVA multifatorial de comparação entre as dimensões corporais dos machos no período pré-erradicação 2016 (Pré16), no final de verão pós-erradicação 2018 (PósV18) e na primavera pós-erradicação 2019 (PósP19), e nas três zonas de amostragem (Vale Paínhos, Cisternas do Forte e Farol).....	14
Tabela 3.3.2.2- Resultados da ANOVA multifatorial de comparação entre o peso dos machos no período pré-erradicação 2016 (Pré16), no final de verão pós-erradicação 2018 (PósV18) e na primavera pós-erradicação 2019 (PósP19), e nas três zonas de amostragem (Vale Paínhos, Cisternas do Forte e Farol).	15
Tabela 3.3.2.3- Resultados da ANOVA multifatorial de comparação entre as dimensões corporais das fêmeas no período pré-erradicação 2016 (Pré16), no final de verão pós-erradicação 2018 (PósV18) e na primavera pós-erradicação 2019 (PósP19), e nas três zonas de amostragem (Vale Paínhos, Cisternas do Forte e Farol).	16
Tabela 3.3.2.4- Resultados da ANOVA multifatorial de comparação entre o peso das fêmeas no período pré-erradicação 2016 (Pré16), no final de verão pós-erradicação 2018 (PósV18) e na primavera pós-erradicação 2019 (PósP19), e nas três zonas de amostragem (Vale Paínhos, Cisternas do Forte e Farol).	16
Tabela 3.4.2.1- Área total de nicho ocupado (TA) e área das elipses padrão corrigidas (SEAc) de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> capturadas em três zonas da Berlenga (Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F)) antes (Pré16) e após (pósV18) a erradicação de mamíferos invasores. A sobreposição entre SEAc de cada zona antes e após a erradicação é apresentada de forma percentual. Intervalo de variação das áreas das elipses-padrão corrigidas pré/pós-erradicação.....	19
Tabela 3.4.2.2- Comparação do nicho isotópico de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> entre as três zonas amostradas (Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e (Farol (F)) antes (Pré16) e após (PósV18) a erradicação de mamíferos invasores, através da sobreposição das áreas das elipses padrão corrigidas (SEAc). A sobreposição das SEAc é apresentada sob a forma percentual.....	20
Tabela 3.4.3.1- Área total de nicho ocupado (TA) e área das elipses padrão corrigidas (SEAc) de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> capturadas em três zonas da Berlenga (Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F)) no final de Verão (PósV18) e primavera seguinte (PósP19). A sobreposição entre SEAc de cada zona no final de verão e primavera é apresentada de forma percentual. Intervalo de variação das áreas das elipses-padrão corrigidas intra-ano.....	22
Tabela 3.4.3.2- Comparação do nicho isotópico de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> entre as três zonas amostradas (Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F)) no final de Verão (PósV18) e primavera seguinte (PósP19), através da sobreposição das áreas das elipses padrão corrigidas (SEAc). A sobreposição das SEAc é apresentada sob a forma percentual.....	23
Tabela 3.4.4.1- Área total de nicho ocupado (TA) e área das elipses padrão corrigidas (SEAc) de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> capturadas em três zonas da Berlenga (Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F)) no ano pré-erradicação (Pré16) e na primavera de 2019 (PósP19).....	25
Tabela 3.4.5.1- Área total de nicho ocupado (TA) e área das elipses padrão corrigidas (SEAc) de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> diferenciado entre machos e fêmeas capturadas em três zonas da Berlenga (Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F)) no período pré-erradicação (Pré16),	

final de verão de 2018 (PósV18) e primavera de 2019 (PósP19). A sobreposição entre SEAc de cada sexo é apresentada de forma percentual. Intervalo de variação das áreas das elipses-padrão corrigidas.....26

FIGURAS

Figura 2.1.1- A) Localização do arquipélago das Berlengas em relação ao continente português. B) Localização das três zonas de amostragem de lagartixas e invertebrados na ilha. C) Localização dos transetos de caracterização da vegetação. Mapas obtidos com recurso ao software QGis 3.6.0 Noosa...	6
Figura 3.1.1- Percentagem das quatro categorias de caracterização de habitat (solo nu, solo rochoso, herbáceas e herbáceas altas) nas três zonas amostradas da Berlenga (Vale Paínhos, Cisternas do Forte e Farol).....	11
Figura 3.3.1.1- Tamanhos (SVL) de machos e fêmeas de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> em 1990 e em 2018/19.....	13
Figura 3.3.2.1- Tamanho corporal (SLV) dos machos de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> antes da erradicação de mamíferos invasores (Pré16) e nos dois anos após a erradicação (PósV18 e PósP19), nas três zonas de amostragem. Diferentes letras representam diferenças significativas com recurso ao teste <i>a posteriori</i> de Tukey HSD ($p\text{-value} < 0,001$).....	14
Figura 3.3.2.2- Peso dos machos de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> antes da erradicação de mamíferos invasores (Pré16) e nos dois anos após a erradicação (PósV18 e PósP19), nas três zonas de amostragem. Diferentes letras representam diferenças significativas com recurso ao teste <i>a posteriori</i> de Tukey HSD ($p\text{-value} < 0,001$).....	15
Figura 3.3.2.3- Tamanho corporal (SVL) das fêmeas de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> antes da erradicação de mamíferos invasores (Pré16) e nos dois anos após a erradicação (PósV18 e PósP19), nas três zonas de amostragem. Diferentes letras representam diferenças significativas com recurso ao teste <i>a posteriori</i> de Tukey HSD ($p\text{-value} < 0,001$).....	16
Figura 3.3.2.4- Peso das fêmeas de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> antes da erradicação de mamíferos invasores (Pré16) e nos dois anos após a erradicação (PósV18 e PósP19), nas três zonas de amostragem. Diferentes letras representam diferenças significativas com recurso ao teste <i>a posteriori</i> de Tukey HSD ($p\text{-value} < 0,05$).....	17
Figura 3.4.1.1- Assinaturas isotópicas dos insetos (família Formicidae e família Cicadeliidae) coletados na Berlenga na primavera de 2019. Quadrados representam Formicidae e triângulos representam Cicadeliidae. Azul claro corresponde à zona de Vale Paínhos, azul intermédio à zona das Cisternas do Forte e azul escuro à zona do Farol.....	18
Figura 3.4.2.1- Área total de nicho ocupado (a preto) e área das elipses padrão corrigidas (a vermelho e verde) de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> capturadas nas três zonas da Berlenga. Os círculos a vermelho representam a assinatura isotópica das lagartixas antes da erradicação (Pré16) e a verde a assinatura isotópica das lagartixas após a erradicação (PósV18). Os quadrados representam a assinatura isotópica dos Formicidae, os triângulos dos Cicadeliidae e as cruces a assinatura isotópica do guano de aves marinhas.....	20
Figura 3.4.2.2- Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ da assinatura isotópica de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> capturadas nas três zonas da Berlenga. Barras de erro correspondentes ao desvio-padrão da média. O asterisco (*) indica diferenças significativas entre os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ antes (Pré16) e após a erradicação (PósV18) ($p\text{-value} < 0,05$).	21

Figura 3.4.2.3- Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ da assinatura isotópica de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> capturadas nas três zonas da Berlenga. Barras de erro correspondentes ao desvio-padrão da média. O asterisco (*) indica diferenças significativas entre os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ antes (Pré16) e após a erradicação (PósV18) ($p\text{-value} < 0,05$).	21
Figura 3.4.3.1- Área total de nicho ocupado (a preto) e área das elipses padrão corrigidas (a verde e azul) de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> capturadas nas três zonas da Berlenga. Os círculos a verde representam a assinatura isotópica das lagartixas no verão de 2018 (PósV18) e a azul a assinatura isotópica das lagartixas na primavera seguinte (PósP19). Os quadrados representam a assinatura isotópica dos Formicidae, os triângulos dos Cicadeliidae e as cruzes a assinatura isotópica do guano de aves marinhas.....	23
Figura 3.4.3.2- Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ da assinatura isotópica de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> capturadas nas três zonas da Berlenga. Barras de erro correspondentes ao desvio-padrão da média. O asterisco (*) indica diferenças significativas entre os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ no verão de 2018 (PósV18) e na primavera seguinte (PósP19) ($p\text{-value} < 0,001$).	24
Figura 3.4.3.3- Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ da assinatura isotópica de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> capturadas nas três zonas da Berlenga. Barras de erro correspondentes ao desvio-padrão da média. O asterisco (*) indica diferenças significativas entre os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ no verão de 2018 (PósV18) e na primavera seguinte (PósP19) ($p\text{-value} < 0,05$).	24
Figura 3.4.5.1- Área total de nicho ocupado (a preto) e área das elipses padrão corrigidas (contínuo colorido para machos e tracejado colorido para fêmeas) de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> capturadas em Vale Paínhos no período pré-erradicação (Pré16), no final de verão de 2018 (PósV18) e na primavera de 2019 (PósP19). Os quadrados representam a assinatura isotópica dos Formicidae, os triângulos dos Cicadeliidae e as cruzes a assinatura isotópica do guano de aves marinhas.....	27
Figura 3.4.5.2- Área total de nicho ocupado (a preto) e área das elipses padrão corrigidas (contínuo colorido para machos e tracejado colorido para fêmeas) de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> capturadas nas Cisternas do Forte na primavera de 2019 (PósP19). Os quadrados representam a assinatura isotópica dos Formicidae, os triângulos dos Cicadeliidae e as cruzes a assinatura isotópica do guano de aves marinhas.	28
Figura 3.4.5.3- Área total de nicho ocupado (a preto) de <i>Podarcis carbonelli berlengensis</i> capturadas no Farol no verão de 2018 (PósV18) e na primavera de 2019 (PósP19). Os quadrados representam a assinatura isotópica dos Formicidae, os triângulos dos Cicadeliidae e as cruzes a assinatura isotópica do guano de aves marinhas.....	28

ANEXOS

Anexo 2.1.1- Zona de Vale Paínhos no final de verão de 2016 (pré-erradicação), final de verão de 2018 (pós-erradicação) e na primavera de 2019 (pós-erradicação).....	42
Anexo 2.1.2- Zona das Cisternas do Forte no final de verão de 2016 (pré-erradicação), no final de verão de 2018 (pós-erradicação) e na primavera de 2019 (pós-erradicação).....	42
Anexo 2.1.3- Zona do Farol no final de verão de 2018 (pós-erradicação) e na primavera de 2019 (pós-erradicação).	42
Anexo 3.4.3.1- Relação entre o tamanho corporal (SVL) das lagartixas amostradas e a assinatura isotópica de azoto ($\delta^{15}\text{N}$) antes (Pré16), após a erradicação de mamíferos (PósV18) e na primavera seguinte (PósP19) nas três zonas de amostragem na ilha.....	42

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas insulares, devido em grande parte ao isolamento geográfico que funciona como barreira à colonização, têm uma riqueza específica moderada a reduzida quando comparados com regiões continentais (Kier et al., 2009). As ilhas tendem a apresentar uma elevada percentagem de endemismos, resultantes de processos evolutivos a que as espécies dispersoras colonizadoras estiveram sujeitas ao longo do tempo, e muitas vezes são repositórios de linhas evolutivas perdidas noutros locais (Paulay, 1994; Jansson, 2003; Kier et al., 2009; Jönsson e Holt, 2015). Estas são razões para a grande vulnerabilidade dos sistemas insulares, tendo 75% das extinções de vertebrados terrestres desde 1500 ocorrido em ilhas (Tershy et al., 2015).

Uma das principais causas da perda da biodiversidade insular são as invasões biológicas (Doherty et al., 2016; McCreless et al., 2016; Spatz et al., 2017; Holmes et al., 2019). Algumas espécies exóticas, espécies introduzidas acidental ou propositadamente num local, conseguem estabelecer-se e adquirir um carácter invasor (Colautti e MacIsaac, 2004). Isto deve-se em grande parte à menor predação e competição que encontram nas ilhas em relação às suas zonas de origem, e também ao facto de estas espécies tenderem a ser mais generalistas que as endémicas e, portanto, apresentarem maior plasticidade adaptativa (Griffiths, 1997; Sakai et al., 2001). Os fatores que contribuem para os impactos negativos das espécies invasoras nas espécies nativas são diversos e muitos deles atuam de forma sinérgica. Por exemplo, os invasores podem ocupar os nichos das espécies nativas e competir pelos recursos (Clout e Russell, 2008), podem atuar como vetores de doenças (Blackburn et al., 2010), alterar as comunidades vegetais (Herrera-Giraldo et al., 2019) e levar à destruição de habitats de outras espécies (Davis, 2009), etc. Estas espécies são responsáveis pela alteração do fluxo de nutrientes no ecossistema e, por consequência, pela modificação das teias tróficas (Courchamp, Chapuis e Pascal, 2003; Clout e Russell, 2008). Os mamíferos são particularmente bem-sucedidos enquanto invasores, representando 2,6% de todas as espécies reconhecidas como invasoras (Clout e Russell, 2008; McCreless et al., 2016). As espécies de mamíferos que tendem a ser as invasoras mais comuns em ecossistemas insulares, designadamente roedores, coelhos e gatos, provocaram alterações significativas nos ecossistemas insulares, tendo provocado a extinção comprovada de várias espécies (Courchamp, Chapuis e Pascal, 2003; Clout e Russell, 2008; Rodríguez-Cabal, Barrios-García e Simberloff, 2009; Tershy et al., 2015; Bellard, Cassey e Blackburn, 2016; Holmes et al., 2019).

Para reverter a problemática das invasões biológicas, uma intervenção frequentemente utilizada é a erradicação das invasoras (Courchamp, Chapuis e Pascal, 2003; Buckley e Jetz, 2007; Courchamp et al., 2014). Como as ilhas são por natureza isoladas, a probabilidade de restabelecimento das invasoras é reduzida e a erradicação apresenta-se como uma forma particularmente eficaz de restaurar os ecossistemas nativos e proteger as espécies nativas (Courchamp, Chapuis e Pascal, 2003; Blackburn et al., 2010; Holmes et al., 2016). As técnicas de erradicação de mamíferos foram desenvolvidas e melhoradas nas últimas três décadas em grande parte nas ilhas da Nova Zelândia (Howald et al., 2007). Até 2007, as erradicações de mamíferos roedores já tinham ocorrido em pelo menos 284 ilhas e 90% dessas ações foram bem-sucedidas, tendo beneficiado 236 espécies nativas (Jones et al., 2016). Após estes programas, tende a verificar-se a recuperação das espécies nativas, tanto em abundância como em sucesso reprodutor (Zavaleta, Hobbs e Mooney, 2001; Rodríguez, Torres e Drummond, 2006; Jones et al., 2016).

Os répteis são um dos grupos de vertebrados mais abundantes em ilhas (Roll et al., 2017), sendo que cerca de 21% de todas as espécies de répteis são endémicas de ilhas (Ali e Meiri, 2019). Este grupo é um dos colonizadores insulares mais eficientes, devido à sua capacidade de sobrevivência durante o transporte a longas distâncias (Vidal et al., 2007; Novosolov, Raia e Meiri, 2013). Comparativamente

com as espécies continentais, muitos répteis insulares sofreram alterações na forma da cabeça (Raia et al., 2010) e no tamanho corporal (Pafilis et al., 2011), bem como no tamanho das posturas (Huang, 2007). A transição para dietas herbívoras é também comum em ilhas (Meiri, 2008). Devido à elevada percentagem de endemismos, os répteis são dos grupos insulares mais ameaçados (Hasegawa, 2003), sendo as espécies invasoras uma das principais ameaças (Spatz et al., 2017; Holmes et al., 2019).

A Selvagem Grande, na Macaronésia, foi alvo de um programa de erradicação das populações de coelho-europeu (*Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758) e rato-doméstico (*Mus musculus* Linnaeus, 1758), que decorreu entre 2002 e 2005 e resultou numa resposta positiva a diferentes níveis. A monitorização deste ecossistema insular após o programa revelou um aumento gradual do número de espécies de plantas, da diversidade e abundância das comunidades de invertebrados (Oliveira et al., 2010) e uma melhoria no sucesso reprodutor de algumas aves marinhas (Zino et al., 2008). Com a maior disponibilidade de insetos, a população de osga-das-selvagens (*Tarentola bischoffi* Joger, 1984) registou também um aumento (Oliveira et al., 2010).

Um estudo de Monks, Monks e Towns (2014) utilizou os dados de monitorizações das abundâncias populacionais de cinco espécies de répteis em diversas ilhas da Nova Zelândia onde ocorreu a erradicação de mamíferos invasores entre 1986 e 1987 e comprovou que houve no geral um aumento das populações, devendo-se este à remoção dos roedores. Na ilha Korapuki, onde ocorreu a erradicação do *kioie* (*Rattus exulans* Peale, 1848), verificou-se que com a eliminação da competição e da predação, os répteis apresentaram inicialmente mudanças comportamentais tornando-se mais conspícuos, logo mais visíveis para as contagens. Posteriormente, com a recuperação parcial da flora da ilha e o crescimento da vegetação arbustiva, os répteis deixaram de ser tão facilmente detetados (Monks, Monks e Towns, 2014). Passou também a existir muito mais biomassa disponível para os invertebrados, e por consequência maior disponibilidade e variedade de alimento para os répteis, exclusivamente insectívoros (North, Bullock e Dulloo, 1994). Verificou-se um aumento de peso das fêmeas da população de *Oligosoma smithi* Gray, 1845 (*shore skink*), o que se traduziu numa alteração do potencial reprodutivo. Nesta espécie, apenas as fêmeas com mais de 5 g se reproduzem, sendo que no ano pré-erradicação esta classe de tamanho correspondeu a 8,6% da população; em 3 anos, esta percentagem aumentou para 24% (Towns, 1991). Na Coppermine Island, o aumento populacional foi mais evidente nos répteis de maiores dimensões, enquanto algumas espécies menores mantiveram um efetivo populacional estável. Isto pode dever-se ao facto de estas espécies menores usarem refúgios mais pequenos, onde antes os ratos já não tinham acesso, e por isso não seriam afetados pela pressão predatória (Monks, Monks e Towns, 2014). Os autores concluíram que o impacto dos mamíferos invasores depende sobretudo do nível de degradação dos habitats provocado e que este mesmo factor influencia a recuperação dos répteis (Monks, Monks e Towns, 2014).

O arquipélago das Berlengas, situado ao largo de Peniche, na plataforma continental da costa oeste da Península Ibérica, é composto por três grupos de ilhas: Berlenga, Farilhões e Estelas. O arquipélago está incluído na Rede Nacional de Áreas Protegidas, com a criação da Reserva Natural das Berlengas em 1981. Para além disso, é também Zona de Proteção Especial (ZPE) e está integrado na Rede Natura 2000 (Amado et al., 2007). A diversidade florística da Berlenga é elevada, tendo no total 128 espécies, três das quais endémicas da ilha: *Armeria berlangensis* Daveau, 1884, *Herniaria berlangiana* (Chaudhri) Franco, 1968 e *Pulicaria microcephala* Lange, 1883 (Gomes et al., 2004). A flora da ilha encontra-se ameaçada e tem vindo a diminuir em grande parte devido à expansão do chorão-das-praias, *Carpobrotus edulis* (L.) N.E. Br., 1926, planta invasora que se espalhou pelas vertentes sul da ilha (Draper et al., 2003; Fagundes et al., 2018). A nível de fauna, a Berlenga é um importante local de nidificação de várias espécies de aves marinhas e foi habitada por duas espécies de répteis: lagartixa da Berlenga (*Podarcis carbonelli berlangensis* Vicente, 1985) e sardão (*Timon lepidus* Daudin, 1802),

sendo esta última considerada atualmente como extinta na ilha (SPEA, 2015). Na ilha houve até muito recentemente duas espécies de mamíferos: coelho-europeu, introduzido para fins cinegéticos no século XIII, e rato-preto (*Rattus rattus* Linnaeus, 1758), introduzido acidentalmente aquando da colonização da ilha (Amado et al., 2007).

Devido à elevada riqueza biológica do arquipélago foi desenvolvido o projeto LIFE Berlengas, coordenado pela Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, com o objetivo global de minimizar e eliminar ameaças à biodiversidade. O projeto decorreu de junho de 2014 a setembro de 2018 e, entre outras ações, promoveu a erradicação das duas espécies de mamíferos, responsáveis pela degradação da vegetação e destruição e predação nos ninhos de aves marinhas (SPEA, 2015). A erradicação foi iniciada em 2016 e em 2017 já não foram encontrados indícios de presença de ratos. Até junho de 2018 foram encontrados ainda vestígios de coelho, mas sem a captura de nenhum indivíduo, e por isso é incerto se a população será ainda viável (SPEA, 2017). Foi também feita a remoção de *C. edulis* de 91% da área anteriormente ocupada, o que permitiu a recolonização do espaço pelas espécies nativas (Fagundes et al., 2018).

A lagartixa da Berlenga (*Podarcis carbonelli berlengensis*), sub-espécie endémica das Berlengas, é maior e mais robusta (com uma média de tamanho corporal dos machos de 62,8 mm (Sá-Sousa et al., 2000)) que *Podarcis carbonelli carbonelli* Pérez-Mellado, 1981, sub-espécie endémica do continente, refletindo um aparente gigantismo insular (Vicente, Araújo e Barbault, 1995). A sub-espécie endémica das Berlengas é, no entanto, geneticamente muito semelhante à população da zona costeira adjacente de Peniche (Sá-Sousa et al., 2000). A vitelogénese das fêmeas inicia-se em março e sucedem-se três períodos de posturas (abril, maio e junho/julho), havendo uma relação positiva entre o número de ovos por postura e o tamanho corporal das fêmeas. A eclosão dos ovos e aparecimento dos primeiros juvenis ocorre de finais de julho a finais de setembro (Vicente, 1989). Vicente, Araújo e Barbault (1995) indicaram uma maior abundância de lagartixas em áreas com mais abundância de invertebrados, sugerindo oportunismo trófico por parte da lagartixa da Berlenga. Os estudos de dieta mostraram uma exploração generalista dos recursos, tendo como presas preferenciais coleópteros, seguidos de heterópteros e homópteros, ainda que com variações sazonais (Vicente Araújo e Barbault, 1995). Vicente, Araújo e Barbault (1995) sugerem que o nicho trófico é ampliado no outono, provavelmente de forma a compensar a energia gasta na reprodução e como preparação para a escassez do inverno. Este estudo baseou-se na análise de conteúdos estomacais, método atualmente considerado muito invasivo, dado o sacrifício de inúmeros animais.

Os isótopos estáveis apresentam-se como uma alternativa viável a estudos de dieta baseados na análise de conteúdos estomacais. Os nutrientes das presas são incorporados nos tecidos do consumidor, e há mudanças no rácio isotópico (Bond e Jones, 2009). O tempo que demora essa incorporação é variável consoante o tipo de tecido, sendo que no músculo de vertebrados é um período de meses (Dalerum e Angerbjörn, 2005). Através da quantificação do fracionamento de carbono e azoto é possível analisar os níveis tróficos e o fluxo de carbono nas teias tróficas (Post, 2002). As análises podem ser feitas com pequenas amostras de tecido animal, como sangue ou músculo, e a perturbação aos animais é mínima (Bond e Jones, 2009). Com base no fracionamento do isótopo de Carbono - $\delta^{13}\text{C}$ - identificam-se as fontes de carbono, que por exemplo variam entre terrestre e marinha. Fontes de carbono marinhos terão um rácio isotópico mais enriquecido em $\delta^{13}\text{C}$, logo valores mais próximos de zero (Briggs et al., 2012). O isótopo de Azoto - $\delta^{15}\text{N}$ - permite inferir o nível trófico do consumidor e as suas relações tróficas (Kelly, 2000; Barrett et al., 2005; Newsome et al., 2007; Jackson et al., 2011; Layman et al., 2012). De acordo com Barret et al. (2005) os valores de $\delta^{15}\text{N}$ nos tecidos dos répteis são mais elevados em ilhas com aves marinhas e isto deve-se ao guano no solo, incorporado nas plantas, que por sua vez são consumidas por insetos herbívoros e estes por répteis (Barrett et al., 2005). O recurso a isótopos estáveis

pode inferir a amplitude do nicho trófico de uma espécie, que está relacionada com a diversidade de recursos consumidos pela mesma, bem como com a variação das contribuições isotópicas das presas na dieta dos consumidores (Fink et al., 2012).

Um estudo de Sebastián et al. (2015) comparou as alterações de nicho isotópico de uma espécie de anfíbio nativa em charcos partilhados com espécie de anfíbio invasora que apresenta uma dieta e preferência de habitat semelhantes. Os resultados demonstram que ambas as espécies apresentaram valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais elevados quando coocorreram, enquanto a invasora apresentou valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais elevados na mesma situação, este último resultado sugerindo uma exploração do micro-habitat distinta. A espécie não-nativa apresentou valores mais elevados de $\delta^{15}\text{N}$, uma indicação de se encontrar num nível trófico superior. A nativa apresentou uma amplitude do nicho isotópico mais elevada em charcos partilhados, em comparação com os charcos onde ocorria isolada. Não ocorreu sobreposição de nichos isotópicos entre espécies, o que pode ser resultado de uma partição trófica - espécies com dietas semelhantes quando coexistem em zonas com escassez de recursos tendem a explorar diferentes recursos de forma a reduzir a competição interespecífica. Uma vez que a espécie invasora é mais competitiva e, por conseguinte, dominante, a sua presença obriga a nativa a utilizar recursos distintos e de menor qualidade, tornando-a mais generalista e consequentemente ocupando um nicho subótimo (Sebastián et al., 2015).

Por oposição, Comas, Escoriza e Moreno-Rueda (2014) demonstraram que o aumento da competição interespecífica levou a uma diminuição da largura do nicho isotópico da osga *Quedenfeldtia trachyblepharus* Boettger, 1874, endémica de uma região montanhosa de Marrocos. Neste estudo verificou-se que com o aumento da altitude, existiam menos espécies competidoras pelos mesmos recursos, e consequentemente esta osga apresentou valores superiores de $\delta^{15}\text{N}$, refletindo um nível trófico mais elevado, melhor condição corporal e nicho trófico mais amplo. Concluiu-se que nestas zonas com baixos níveis de competição e predação, logo maior disponibilidade de recursos, ainda que limitados temporalmente devido às variações sazonais características dos ambientes montanhosos, ocorrem espécies mais generalistas e que exploram maior amplitude de recursos (Comas, Escoriza e Moreno-Rueda, 2014).

Este trabalho tem como principal objetivo caracterizar e avaliar as alterações no nicho trófico da lagartixa da Berlenga após a erradicação dos mamíferos invasores nesta ilha, utilizando isótopos estáveis. As comparações e análises do estudo foram efetuadas a dois níveis:

- i) entre o final de verão de 2016, antes da erradicação dos mamíferos, e o final de verão de 2018, após o projeto de erradicação - comparação designada por “pré/pós erradicação”;
- ii) entre a época de final de verão (agosto e setembro de 2018), período de seca e consequentemente escassez de alimento antes do início das chuvas, e a primavera seguinte (maio e junho de 2019), período com abundância de recursos alimentares, ambas as épocas após a erradicação dos mamíferos - comparação designada daqui para a frente por “intra-ano hidrológico” ou mais simplesmente “intra-ano”.

Especificamente, pretende-se:

- Comparar a variação de amplitude do nicho trófico das lagartixas entre o período pré-erradicação e pós-erradicação de mamíferos invasores com recurso a análises isotópicas. As comparações serão realizadas para a população total e para os dois sexos separadamente;
- Avaliar o efeito da sazonalidade na variação de amplitude do nicho isotópico das lagartixas. Tal como anteriormente, as comparações serão realizadas para a população total e para os dois sexos separadamente;
- Avaliar a variação de tamanhos corporais das lagartixas (por sexo), nos diferentes períodos do estudo considerados.

Espera-se que com a eliminação da competição interespecífica por parte dos mamíferos invasores aumente a competição intraespecífica entre a população de lagartixas, o que levará a uma ampliação do nicho trófico através da exploração de mais recursos, tornando a população mais generalista. Os machos desta espécie são maiores que as fêmeas (Harris e Sá-Sousa, 2002) e investem mais no crescimento para se preparar para a competição por fêmeas na época reprodutora; logo é esperado que apresentem uma amplitude do nicho superior à das fêmeas. Relativamente à comparação intra-anual, espera-se que o aumento da abundância e da diversidade de recursos na primavera permita que a população de lagartixas se especialize nas presas preferenciais, com o objetivo de responder às exigências nutricionais da época reprodutora, levando a uma redução da amplitude do nicho trófico. Por fim, espera-se que haja um aumento do tamanho corporal em ambos os sexos da população de lagartixa da Berlenga desde o período pré-erradicação, até à primavera do período pós-erradicação. Nos machos, este aumento é expectável como consequência de um aumento da competição intraespecífica, sendo os machos com melhor condição corporal favorecidos na defesa de territórios e no acesso a fêmeas. Nas fêmeas, os tamanhos corporais superiores estão diretamente ligados a maiores posturas, logo a um maior sucesso reprodutor.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

A ilha da Berlenga é a maior das três ilhas do arquipélago das Berlengas, com 78,8 ha e com cotas que atingem 90 metros, e situa-se a 5,5 milhas náuticas ao largo de Peniche na plataforma continental (Figura 2.1.1 A). O arquipélago é de origem continental, tendo-se separado do continente durante o Jurássico. Apesar do tamanho reduzido, o clima é de transição entre características atlânticas, que influenciam os flancos e vertentes viradas a norte, e características mediterrânicas nas vertentes viradas a sul.

Neste trabalho, a vegetação, os invertebrados e *Podarcis carbonelli berlengensis* foram amostrados em três zonas, distribuídas ao longo da ilha (Figura 2.1.1 B, Anexo 2.1.1, Anexo 2.1.2 e Anexo 2.1.3):

- **Vale Paínhos (VP)**, na vertente este da ilha, numa zona onde a cobertura vegetal de espécies nativas é particularmente elevada e onde se localizam ninhos artificiais para procellariiformes que são usados como refúgio pelas lagartixas.
- **Cisternas do Forte (CF)**, numa zona de planalto junto aos caminhos usados pelos turistas, com vegetação herbácea esparsa e rasteira e elevado número de gaivotas;
- **Farol (F)**, junto às casas e cisternas circundantes do farol, as únicas habitações da ilha com ocupação humana permanente. Esta zona tem vegetação esparsa e é fortemente impactada por lixo orgânico.

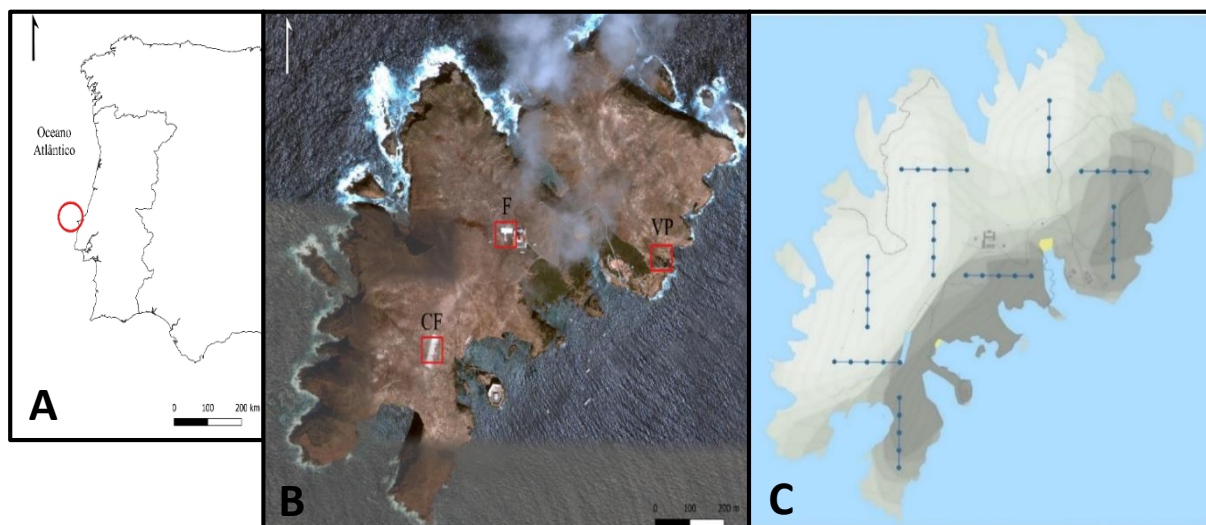


Figura 2.1.1- A) Localização do arquipélago das Berlengas em relação ao continente português. B) Localização das três zonas de amostragem de lagartixas e invertebrados na ilha. C) Localização dos transetos de caracterização da vegetação. Mapas obtidos com recurso ao software QGis 3.6.0 Noosa.

2.1.1. Estrutura da vegetação

A vegetação foi caracterizada em três anos, sempre no mês de setembro: 2016 (pré-erradicação), 2017 e 2018 (pós-erradicação). Para caracterizar a estrutura da vegetação foram realizados em cada zona três transetos de 200 m, subdivididos em segmentos de 50 m (Figura 2.1.1 C), registrando-se as interseções de plantas com o transeto. Foram estabelecidas duas categorias: “herbáceas” e “herbáceas altas” (inserindo-se nesta segunda categoria as herbáceas e arbustos com mais de 50 cm de altura). As zonas sem vegetação foram diferenciadas em duas outras categorias: “solo nu” e “solo rochoso”.

2.2. Amostragem de *Podarcis carbonelli berlengensis*

2.2.1. Estrutura de tamanho corporal de *Podarcis carbonelli berlengensis* em 2016, 2018 e 2019

A amostragem de lagartixas foi realizada no final do verão de 2016 (Pré erradicação, 2016 - Pré16), no final do verão de 2018 (Pós erradicação, verão 2018 - PósV18) e na primavera de 2019 (Prós erradicação, primavera 2019 - PósP19).

Em 2016 os animais foram capturados com recurso a armadilhagem com isco (ananás em lata) e alguns indivíduos foram apanhados manualmente. Aos indivíduos capturados foi medido o *Snout to Vent Length* (SVL, comprimento entre o focinho e a cloaca), até à décima de mm, com recurso a uma craveira digital e o peso com recurso a uma pesola, até à décima de g.

Nas amostragens de 2018 e 2019 os exemplares foram também capturados com recurso a armadilhagem. Em cada zona foram distribuídas aleatoriamente três armadilhas de queda – recipientes plásticos – com 15 cm de diâmetro e 18 cm de altura, e iscadas com atum de lata da marca “é Continente”. As armadilhas foram deixadas ao longo do dia, durante os períodos de exposição solar favoráveis à atividade dos répteis (meio da manhã até final da tarde). Foram verificadas a cada 15-30 minutos (dependendo da presença de animais capturados) para evitar a permanência prolongada dos animais nas armadilhas. Aos indivíduos capturados foi medido o SVL até à centésima de mm com recurso a uma craveira digital, e o peso até à centésima de g com uma balança digital. O sexo foi determinado através da observação dos poros femorais: machos com poros bem desenvolvidos, fêmeas com poros pouco desenvolvidos e juvenis com ausência de poros. Os indivíduos para os quais não foi possível uma determinação conclusiva do sexo foram considerados de sexo indeterminado. Dado o reduzido número de exemplares nesta última categoria, estes não foram considerados em nenhuma das análises.

2.2.2 – Estrutura de tamanho corporal de *Podarcis carbonelli berlengensis* em 1990

Os valores de SLV de *Podarcis carbonelli berlengensis* em 1990 foram obtidos de Sá-Sousa (1990). Na altura os dados foram recolhidos em cinco zonas distribuídas pela ilha e depois agrupados numa só amostra, não sendo possível atualmente atribuir cada animal a uma zona específica da ilha. Os animais foram capturados manualmente e as biometrias obtidas com recurso a craveira e régua até à décima de mm.

2.2.3 – Recolha de músculo para análises isotópicas

Em 2016 foram cortadas pontas da cauda (ca. 2 cm) a entre 6 a 11 indivíduos por zona. Em 2018 e 2019 foram selecionados aleatoriamente 10 a 15 indivíduos de cada uma das zonas, aos quais foi cortada a ponta da cauda (ca. 3 cm). As pontas de caudas foram armazenadas a seco, -20°C. O tecido muscular

apresenta um período de incorporação de isótopos de $80,9 \pm 13,4$ dias (Warne, Gilman e Wolf, 2010). A amostra de fim verão (2016 e 2018) corresponderá à assinatura isotópica dos recursos alimentares ingeridos possivelmente desde final de julho, e a amostra de primavera de 2019 corresponderá aos recursos alimentares ingeridos desde março, tendo em conta o tempo de turnover isotópico nos músculos e a data das colheitas.

2.3. Amostragem de insetos

Esta amostragem decorreu apenas na primavera de 2019 (PósP19). Com o objetivo de avaliar a variação das assinaturas isotópicas ao longo da ilha, e para incluir na estimativa gráfica dos nichos isotópicos (ver **2.6.2 Nichos isotópicos**) uma posição de referência ocupada por um herbívoro estrito e por um detritívoro, foi realizada uma amostragem de insetos de cada um dos dois grupos, sendo posteriormente selecionada uma só espécie comum aos três locais. Em cada zona, os insetos foram amostrados com recurso a seis armadilhas de *pitfall* com água, distribuídas linearmente com uma distância de 5 m entre si, e recolhidas após 24 horas. Dos *pitfalls* foram recolhidos os exemplares da espécie de formiga *Messor* sp. (ordem Hymenoptera, família Formicidae) mais abundante. As formigas são de um modo geral detritívoras, encontrando-se num nível trófico elevado uma vez que se alimentam de restos e carcaças de aves marinhas. Em cada zona foram também capturados por batimento com rede e posteriormente seleccionados os insetos voadores de uma única espécie herbívora estrita (sugadora de seiva), pertencente à ordem Hemiptera (sub-ordem Homoptera, família Cicadeliidae). Para além dos insetos, foram ainda recolhidos manualmente dejetos de gaivotas, para obter a assinatura isotópica do *input* que o guano das aves marinhas representa para as teias tróficas da ilha. Os insetos e os dejetos foram armazenados a -20°C .

2.4. Análise isotópica da teia trófica de *Podarcis carbonelli berlengensis*

O tecido muscular das caudas de lagartixa, os insetos (os indivíduos inteiros de cada espécie) e os dejetos de gaivotas foram secos durante 24 a 48 horas em estufa a 60°C e depois moídos com almofariz até à obtenção de um pó. Todo o procedimento foi realizado no laboratório de Ecologia Aquática, Departamento de Biologia Animal.

Procedeu-se à deslipidificação de todas as amostras, uma vez que os lípidos presentes nos tecidos causam variação do rácio isotópico com efeitos no $\delta^{13}\text{C}$ (Bond e Jones, 2009). As amostras foram submetidas a uma sequência de lavagens com Clorofórmio-Metanol (2:1) seguida de centrifugação (4000 rpm, 2 min). O processo foi repetido até se obter um sobrenadante translúcido sem qualquer vestígio de tons amarelos. No final foram novamente secas a 60°C .

As amostras foram posteriormente pesadas e encapsuladas em estanho. A análise isotópica decorreu no Centro de Recursos em Isótopos Estáveis do Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (CE3C) da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram determinados por espectrometria de massa de razão de isótopos estáveis, em modo de fluxo contínuo (CF-IRMS) (Preston e Owens, 1985). O processo ocorreu num espectrómetro de massa *Sercon Hydra 20-22* (Sercon, Reino Unido), acoplado a um Analisador Elementar *EuroEA* (EuroVector, Itália), que efetua a preparação automática das amostras por combustão de Dumas. Foram utilizados os materiais de referência *Protein Standard OAS* (Elemental Microanalysis, Reino Unido), *Sorghum Flour Standard OAS* (Elemental Microanalysis, Reino Unido) e *IAEA-N1* (IAEA, Vienna, Austria).

Nas determinações da razão isotópica de azoto e de carbono os valores de $\delta^{13}\text{C}$ apresentam-se na escala determinada pelo *Vienna Pee Dee Belemnite* (VPDB), enquanto os valores de $\delta^{15}\text{N}$ se reportam ao ar atmosférico. A precisão das análises, calculada a partir de 6 a 9 réplicas de padrões de laboratório, intercaladas em cada conjunto de análises, foi igual ou inferior a 0.2‰. As proporções de carbono e de azoto das amostras foram calculadas a partir das composições elementares de C e N, sendo que o padrão *Sorghum Flour Standard OAS* foi o material de referência para as amostras animais.

O rácio isotópico (δ) foi calculado através da razão isotópica entre o isótopo pesado (massa molar maior) e o isótopo leve (massa molar menor) segundo a fórmula descrita em Michener e Lajtha (2007).

2.5. Aspetos éticos

A captura de lagartixas (amostragem de 2016) decorreu ao abrigo da licença n° 682/2016/CAPT, emitida pelo ICNF. A captura de lagartixas e insetos (amostragens de 2018 e 2019) decorreu ao abrigo da licença n° 923/2018/CAPT, emitida pelo ICNF.

O corte da extremidade da cauda é atualmente o método mais aceite e utilizado em muitos estudos de dieta de répteis, uma vez que não apresenta danos a longo prazo nos animais e que a cauda regenera durante as semanas seguintes à amputação (García-Muñoz et al., 2011; Briggs et al., 2012; Comas, Escoriza e Moreno-Rueda, 2014; Martín et al., 2017).

2.6. Análise de dados

2.6.1. Estrutura da população

O *sex-ratio* foi obtido através da razão entre o número total de machos e o número total de fêmeas nas diferentes zonas para os períodos pré/ pós-erradicação e PósV18/PósP19. A proporção relativa de cada sexo, assim como a proporção de adultos (machos e fêmeas) em relação à proporção de juvenis foram comparadas nas diferentes áreas através de um teste χ^2 .

Todos os dados biométricos foram inicialmente testados relativamente à normalidade com recurso ao teste de Shapiro-Wilk e à homocedasticidade de variâncias com o teste de Bartlett. Para verificar a relação entre as biometrias (SVL e peso) e o sexo dos animais nas três zonas e nos períodos Pré16, PósV18 e PósP19 foram realizadas ANOVAS multifatoriais e testes de Tukey *a posteriori*.

Os indivíduos capturados do período PósV18 foram agrupados com os capturados do PósP19, representando todo o período pós-erradicação, de forma a aumentar o tamanho amostral. Os valores SVL deste agrupamento, separados por sexo, foram comparados com a amostra de 1990 com recurso a teste *t*.

Todas as análises estatísticas foram efetuadas com recurso ao *software* R versão 3.4.3.

2.6.2. Nichos isotópicos

A amplitude do nicho isotópico da lagartixa foi comparada com a posição relativa da assinatura isotópica dos insetos utilizados como referência em cada zona. A amplitude do nicho foi comparada nos períodos pré/pós-erradicação (Pré16/PósV18) e intra-ano (PósV18/PósP19) por zona. As métricas dos nichos isotópicos foram estimadas com recurso ao *package* SIBER – *Stable Isotope Bayesian Ellipses in R*

(Jackson et al., 2011). Foram calculados dois parâmetros isotópicos: área total do nicho ocupado (*Total Area*, TA) e área das elipses-padrão corrigidas (*Standard Ellipse Area corrected*, SEAc). TA representa a área dos polígonos obtidos através da ligação das coordenadas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ mais extremas. As SEAc representam a largura do nicho isotópico e são obtidas sempre com 40% dos dados das assinaturas isotópicas. Com recurso às SEAc obteve-se a amplitude do nicho isotópico, permitindo comparar os diferentes locais e datas bem como a sobreposição entre nichos (Jackson et al., 2011; Layman et al., 2012; Sebastián et al., 2015; Grundler et al., 2017).

Calculou-se a percentagem de sobreposição entre SEAc das lagartixas, intra-ano e no período pré/pós-erradicação, utilizando a seguinte fórmula:

$$\% \text{ sobreposição} = \left[\frac{S}{(A - S) + B} \right] \times 100$$

onde A e B representam as áreas das elipses-padrão corrigidas em comparação e S a área de sobreposição de ambas.

Os intervalos de variação das elipses-padrão corrigidas entre o pré/pós-erradicação e intra-ano foram obtidos através do cálculo da diferença entre as áreas das elipses por local.

A variação intra-anual e pré/pós-erradicação das SEAc (Sebastián et al., 2015) foi comparada com recurso a um teste de Wilcoxon.

Para comparar as variações entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, separadamente por zona, e entre períodos foi realizado um teste *t*.

Para avaliar a relação entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, separadamente, e o SVL dos indivíduos em cada zona foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson (Dalgaard, 2008; Comas, Escoriza e Moreno-Rueda, 2014).

Foram comparadas as diferenças entre os nichos tróficos (TA e SEAc) de machos e fêmeas nos períodos Pré16, PósV18 e PósP19.

Todas as análises estatísticas foram efetuadas com recurso ao *software* R versão 3.4.3.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterização da vegetação

Em todos os transetos amostrados a classe mais abundante foi a das plantas herbáceas, verificando-se um aumento entre 2016 (pré-erradicação) e 2018 (pós-erradicação) em todas as zonas (aumento de 15% em Vale Paínhos, 4% nas Cisternas do Forte e de 22% no Farol). Este aumento foi mais pronunciado no Farol, onde também ocorreu uma diminuição da cobertura de herbáceas altas (redução de 13%). Tanto em Vale Paínhos como no Farol ocorreu uma diminuição da percentagem de solo nu (redução de 16% em Vale Paínhos e de 11% no Farol). Há uma maior cobertura por rocha nas Cisternas do Forte (29%) que nas outras duas zonas (Figura 3.1.1).

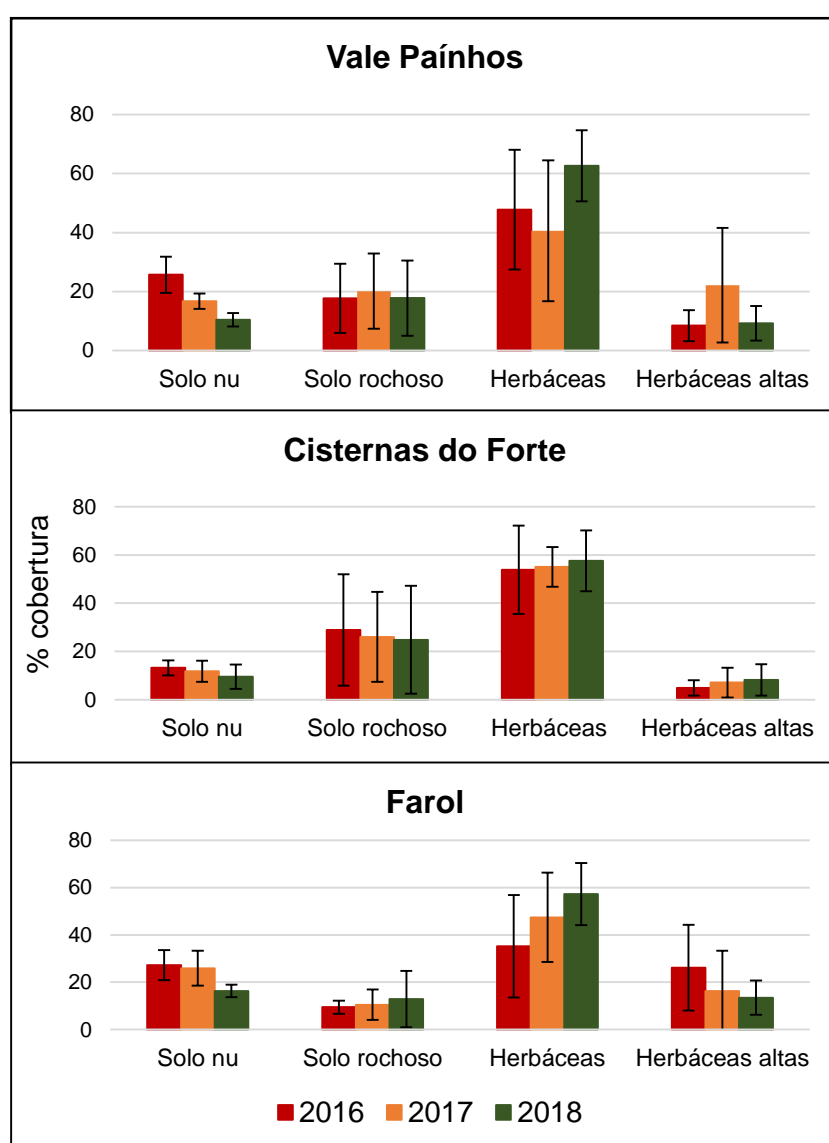


Figura 3.1.1- Percentagem das quatro categorias de caracterização de habitat (solo nu, solo rochoso, herbáceas e herbáceas altas) nas três zonas amostradas da Berlenga (Vale Paínhos, Cisternas do Forte e Farol).

3.2. Estrutura populacional de *Podarcis carbonelli berlengensis*

Considerando as amostras de 2016, 2018 e 2019, a proporção de machos foi superior em todas as épocas e em todas as zonas, com exceção do Farol no PósV18, em que a proporção de machos foi inferior à de fêmeas (Tabela 3.2.1). Do PósV18 para PósP19, a proporção de machos aumentou em todas as áreas de estudo. O maior desequilíbrio em favor dos machos foi observado no Farol em Pré16 (4 machos para cada fêmea).

Considerando as diferenças entre os períodos pré-erradicação (Pré16) e pós-erradicação (PósV18), a proporção de machos aumentou em Vale Paínhos, enquanto diminuiu nas Cisternas do Forte e no Farol. No entanto, o *sex-ratio* de todas as zonas em conjunto não se alterou de forma significativa em nenhuma das épocas (Pré16: Teste $\chi^2 = 2,51$, $P = 0,29$; PósV18: Teste $\chi^2 = 1,19$, $P = 0,55$; PósP19: Teste $\chi^2 = 0,07$, $P = 0,96$).

A proporção entre adultos e juvenis não foi significativamente diferente em PósV18 (Teste $\chi^2 = 4,93$; $P = 0,09$) nem em PósP19 (Teste $\chi^2 = 5,44$; $P = 0,07$). Esta comparação não foi realizada incluindo o ano de 2016 devido ao reduzido número de juvenis (Tabela 3.2.1).

Tabela 3.2.1- Número total de lagartixas capturadas no período pré-erradicação 2016 (Pré16), no final de verão pós-erradicação 2018 (PósV18) e na primavera pós-erradicação 2019 (PósP19), nas três zonas de amostragem, Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F). *Sex-ratio* (Machos:Fêmeas; M:F) e proporção de adultos/juvenis (A:J) nas três zonas.

	Pré16				PósV18					PósP19				
	M	F	J	M:F	M	F	J	M:F	A:J	M	F	J	M:F	A:J
VP	10	9	0	1,11	20	16	2	1,25	18,00	25	13	3	1,92	12,70
CF	12	5	2	2,40	22	16	5	1,38	7,60	36	21	7	1,71	8,14
F	8	2	1	4,00	19	22	11	0,86	3,73	13	7	7	1,86	2,86
Total	30	16	3	1,88	61	54	18	1,13	6,39	74	41	17	1,80	6,76

3.3. Estrutura de tamanho corporal de *Podarcis carbonelli berlengensis*

3.3.1. Comparação entre 1990 e 2018/19

As estruturas de tamanho corporal das duas amostras (1990 e 2018/19) mostraram o dimorfismo sexual já conhecido para a espécie, com as fêmeas apresentarem classes de tamanhos menores (mínimo de 46 mm e 41 mm, respetivamente) e os machos as maiores (máximo de 67 mm e de 65 mm, respetivamente) (Figura 3.3.1.1).

Na amostra de 1990 houve maior sobreposição de classes de tamanhos entre os sexos. As fêmeas apresentaram como classes mais frequentes os 55 mm e 58 mm, enquanto nos machos a classe de 59 mm foi a mais frequente (Figura 3.3.1.1).

Na amostra total de 2018/19 verificou-se uma separação e maior distinção das classes de tamanhos entre machos e fêmeas que na amostra de 1990. As fêmeas tiveram como classes mais frequentes os 53 mm e 55 mm e os machos as de 60 mm, 61 mm e 64 mm (Figura 3.3.1.1).

O tamanho corporal dos machos foi significativamente diferente entre datas, apresentando tamanhos superiores em 2018/19 (teste t : $t = -3,65$; $P < 0,001$). Não houve diferenças significativas no tamanho corporal das fêmeas entre 1990 e 2018/19 (teste t : $t = 1,91$; $P = 0,06$).

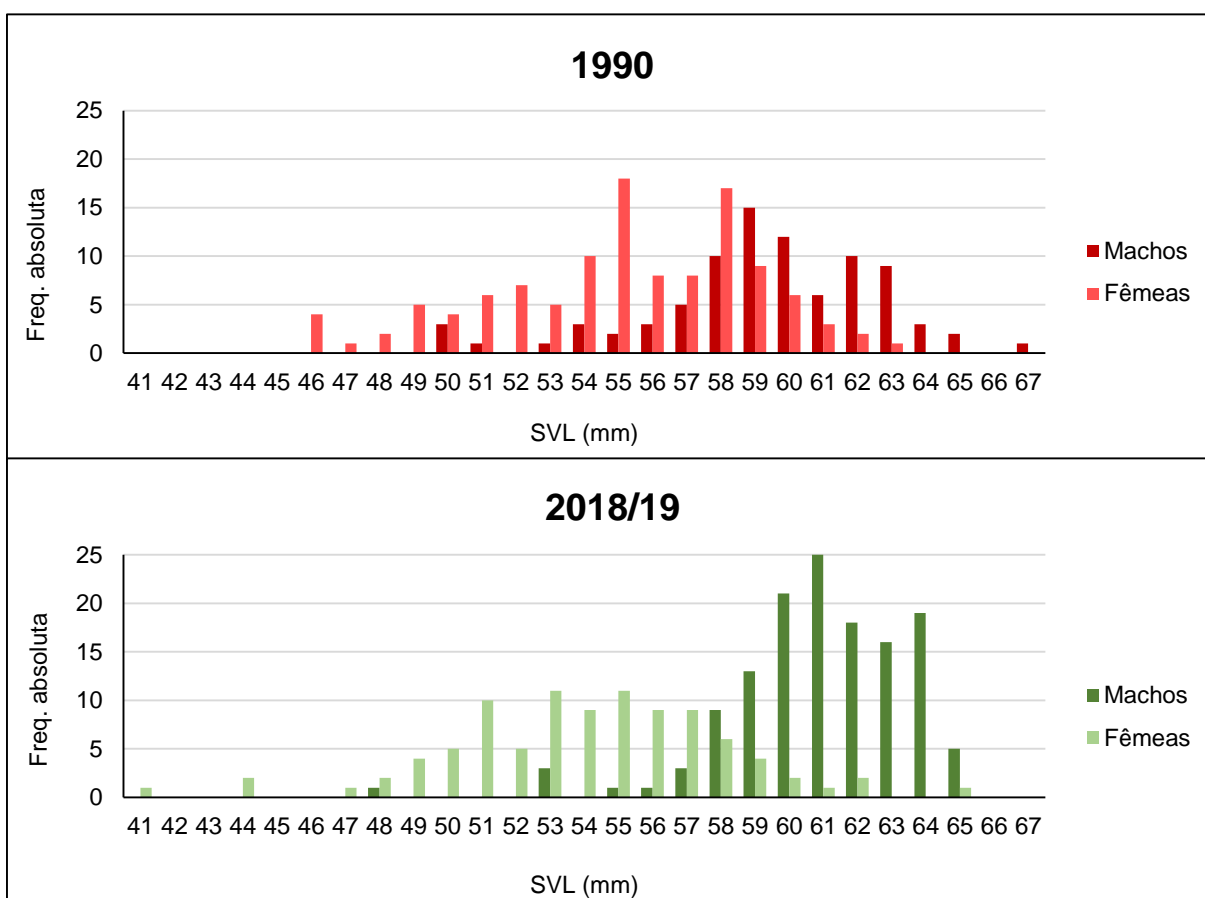


Figura 3.3.1.1- Tamanhos (SVL) de machos e fêmeas de *Podarcis carbonelli berlengensis* em 1990 e em 2018/19.

3.3.2. Comparação entre 2016, 2018 e 2019

Houve diferenças significativas nas dimensões corporais dos machos entre as três épocas, com uma interação entre os períodos e os locais de amostragem (Tabela 3.3.2.1), sendo que antes da erradicação (Pré16) os machos capturados nas Cisternas do Forte apresentaram valores de SLV mais reduzidos que os machos que os capturados em Vale Paínhos e no Farol (Tabela 3.3.2.1 e Figura 3.3.2.1). Em Vale Paínhos as dimensões foram relativamente constantes, com uma variação de tamanhos menor em 2018. Tanto nas Cisternas do Forte como no Farol verificou-se um aumento (não significativo) do SVL de 2016 a 2019 (Figura 3.3.2.1).

Houve diferenças significativas no peso dos machos por local, sendo a zona das Cisternas do Forte significativamente diferente das restantes duas. Nesta zona os indivíduos apresentam pesos menores (Tabela 3.3.2.2 e Figura 3.3.2.2).

Tabela 3.3.2.1- Resultados da ANOVA multifatorial de comparação entre as dimensões corporais dos machos no período pré-erradicação 2016 (Pré16), no final de verão pós-erradicação 2018 (PósV18) e na primavera pós-erradicação 2019 (PósP19), e nas três zonas de amostragem (Vale Paínhos, Cisternas do Forte e Farol).

♂	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Período	2	247,00	123,52	11,56	P<0,001
Zona	2	260,60	130,30	12,20	P<0,001
Período*Zona	4	229,60	57,40	5,37	P<0,001
Resíduos	156	1666,40	10,68		

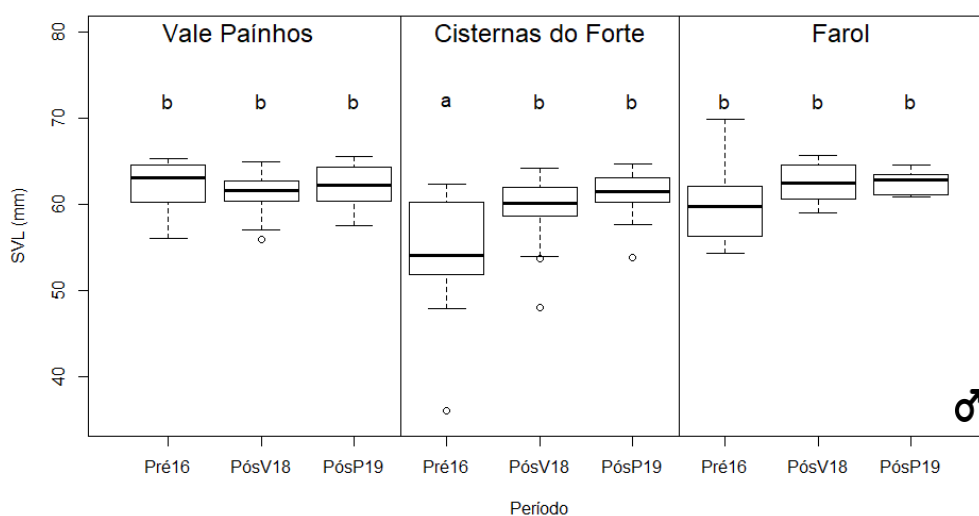


Figura 3.3.2.1- Tamanho corporal (SLV) dos machos de *Podarcis carbonelli berlengensis* antes da erradicação de mamíferos invasores (Pré16) e nos dois anos após a erradicação (PósV18 e PósP19), nas três zonas de amostragem. Diferentes letras representam diferenças significativas com recurso ao teste *a posteriori* de Tukey HSD (p -value < 0,001).

Tabela 3.3.2.2- Resultados da ANOVA multifatorial de comparação entre o peso dos machos no período pré-erradicação 2016 (Pré16), no final de verão pós-erradicação 2018 (PósV18) e na primavera pós-erradicação 2019 (PósP19), e nas três zonas de amostragem (Vale Paínhos, Cisternas do Forte e Farol).

♂	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Período	2	2,71	1,36	1,34	0,27
Zona	2	26,87	13,43	13,27	P<0,001
Período*Zona	4	3,66	0,92	0,90	0,46
Resíduos	154	155,88	1,01		

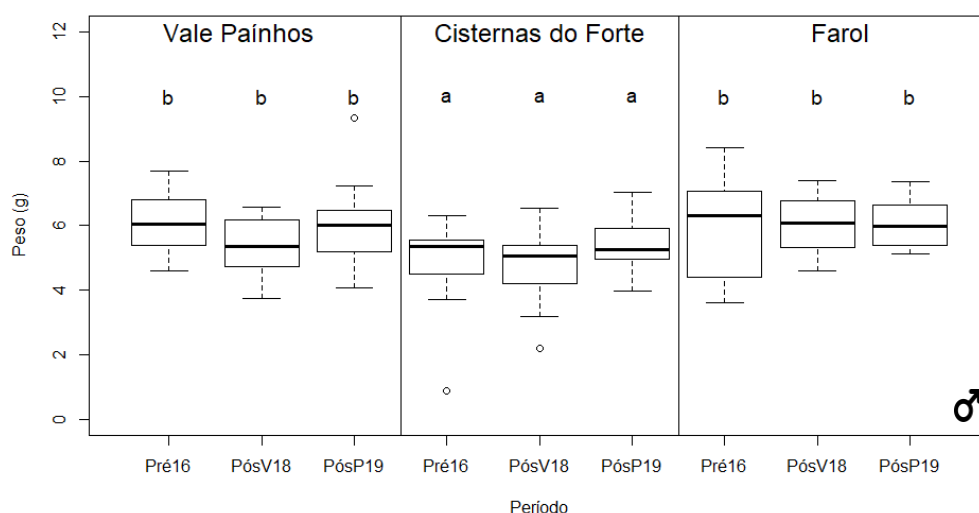


Figura 3.3.2.2- Peso dos machos de *Podarcis carbonelli berlangensis* antes da erradicação de mamíferos invasores (Pré16) e nos dois anos após a erradicação (PósV18 e PósP19), nas três zonas de amostragem. Diferentes letras representam diferenças significativas com recurso ao teste a posteriori de Tukey HSD (p -value < 0,001).

Houve diferenças significativas nas dimensões corporais das fêmeas, quer por período, quer por zona de amostragem (Tabela 3.3.2.3). Relativamente ao período de amostragem, o tamanho corporal (SVL) das fêmeas capturadas no período PósV18 é significativamente diferente do tamanho das fêmeas no PósP19. O SVL das fêmeas capturadas foi significativamente superior em 2019, ou seja, parece haver uma variação intra-anual no tamanho das fêmeas, com os animais a apresentarem maiores dimensões na primavera em relação ao final do verão (Figura 3.3.2.3). Em relação à zona de amostragem, as fêmeas capturadas em Vale Paínhos apresentaram valores de SLV significativamente superiores às fêmeas capturadas nas restantes zonas (Figura 3.3.2.3).

Houve também diferenças significativas no peso das fêmeas separadamente nas diferentes zonas e por período de amostragem (Tabela 3.3.2.4). As fêmeas capturadas em Vale Paínhos foram significativamente diferentes das capturadas nas Cisternas do Forte (Figura 3.3.2.4). Relativamente ao período, as fêmeas capturadas no final do verão de 2018 (PósV18) foram significativamente mais pesadas que as fêmeas capturadas na primavera seguinte (PósP19).

Tabela 3.3.2.3- Resultados da ANOVA multifatorial de comparação entre as dimensões corporais das fêmeas no período pré-erradicação 2016 (Pré16), no final de verão pós-erradicação 2018 (PósV18) e na primavera pós-erradicação 2019 (PósP19), e nas três zonas de amostragem (Vale Paínhos, Cisternas do Forte e Farol).

♀	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Período	2	132,10	66,05	4,84	P<0,001
Zona	2	150,50	75,26	5,52	P<0,001
Período*Zona	4	22,70	5,68	0,42	0,80
Resíduos	102	1392,00	13,65		

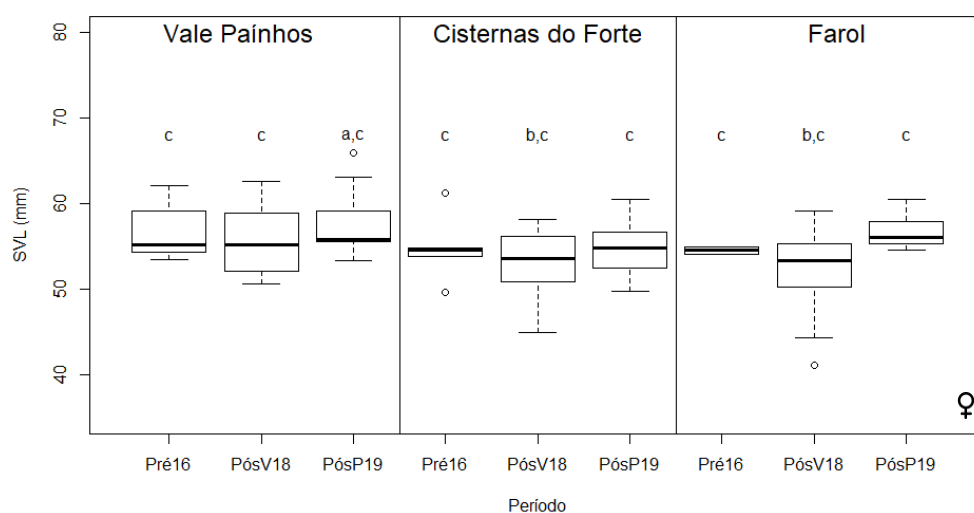


Figura 3.3.2.3- Tamanho corporal (SVL) das fêmeas de *Podarcis carbonelli berlangensis* antes da erradicação de mamíferos invasores (Pré16) e nos dois anos após a erradicação (PósV18 e PósP19), nas três zonas de amostragem. Diferentes letras representam diferenças significativas com recurso ao teste a posteriori de Tukey HSD (p-value < 0,001).

Tabela 3.3.2.4- Resultados da ANOVA multifatorial de comparação entre o peso das fêmeas no período pré-erradicação 2016 (Pré16), no final de verão pós-erradicação 2018 (PósV18) e na primavera pós-erradicação 2019 (PósP19), e nas três zonas de amostragem (Vale Paínhos, Cisternas do Forte e Farol).

♀	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Período	2	4,62	2,31	3,11	P<0,05
Zona	2	5,41	2,71	3,65	P<0,05
Período*Zona	4	0,39	0,10	0,13	0,97
Resíduos	97	72,02	0,74		

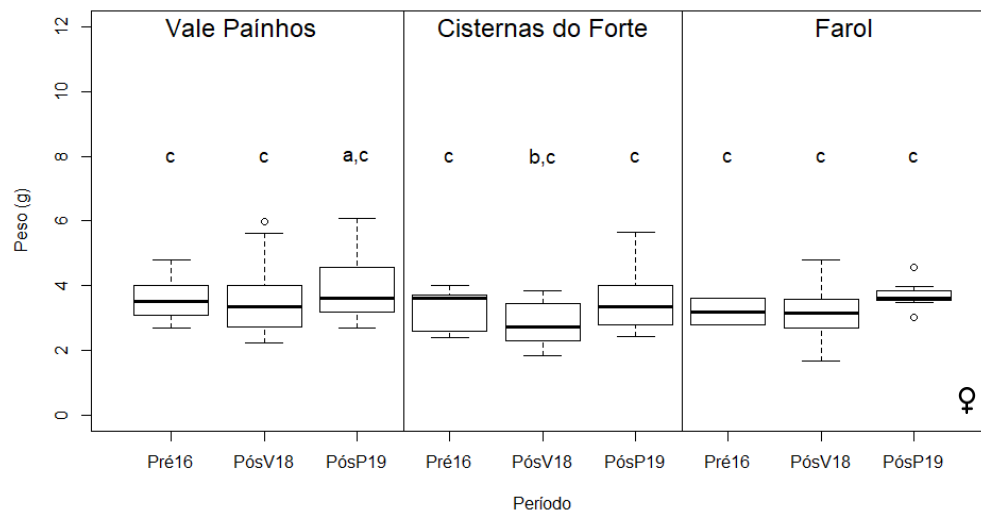


Figura 3.3.2.4 - Peso das fêmeas de *Podarcis carbonelli berlingensis* antes da erradicação de mamíferos invasores (Pré16) e nos dois anos após a erradicação (PósV18 e PósP19), nas três zonas de amostragem. Diferentes letras representam diferenças significativas com recurso ao teste a posteriori de Tukey HSD ($p\text{-value} < 0,05$).

3.4. Análise do nicho isotópico de *Podarcis carbonelli berlengensis*

3.4.1. Assinatura isotópica das presas

A assinatura isotópica dos Formicidae apresentou um nível trófico superior (valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais elevados) e com valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais negativos, enquanto os Cicadeliidae estão num nível trófico inferior (valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais baixos) e com valores de $\delta^{13}\text{C}$ menos negativos. Para ambas as famílias de insetos foi verificado o mesmo padrão dos níveis de $\delta^{15}\text{N}$: indivíduos do Farol com valores mais baixos, seguidos de Vale Paíños e os valores mais elevados nos indivíduos das Cisternas do Forte (Figura 3.4.1.1).

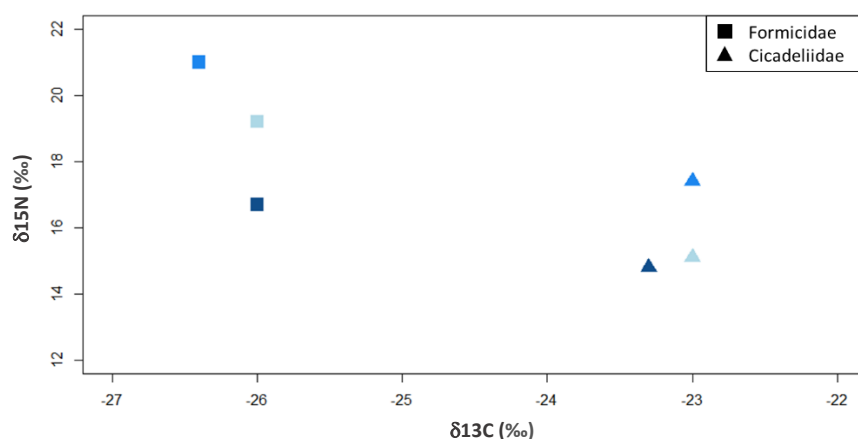


Figura 3.4.1.1- Assinaturas isotópicas dos insetos (família Formicidae e família Cicadeliidae) coletados na Berlenga na primavera de 2019. Quadrados representam Formicidae e triângulos representam Cicadeliidae. Azul claro corresponde à zona de Vale Paíños, azul intermédio à zona das Cisternas do Forte e azul escuro à zona do Farol.

3.4.2. Nicho isotópico das lagartixas no período pré/pós-erradicação

Os resultados das análises isotópicas revelaram que a área de nicho total ocupada (TA) das lagartixas capturadas em Vale Paíños e nas Cisternas do Forte aumentou após a erradicação dos mamíferos invasores. Este aumento foi particularmente pronunciado em Vale Paíños (Tabela 3.4.2.1). TA foi superior no Farol em comparação com as outras duas áreas, tanto em Pré16 como em PósV18. A área das elipses-padrão corrigidas (SEAc) teve também um aumento acentuado em Vale Paíños do período pré-erradicação para o pós-erradicação (Tabela 3.4.2.1), o que indica um alargamento do nicho isotópico. Nas Cisternas do Forte a SEAc manteve-se relativamente semelhante entre períodos, enquanto no Farol diminuiu no PósV18 (Tabela 3.4.2.1). Houve uma maior percentagem de sobreposição das elipses padrão corrigidas em Vale Paíños entre anos, enquanto a percentagem de sobreposição no Farol foi nula, correspondendo a uma modificação completa do nicho isotópico (Tabela 3.4.2.1 e Figura 3.4.2.1). Na população de lagartixas do Farol ocorreu um aumento do nível trófico em PósV18, ficando acima do valor de referência do inseto detritívoro, apresentando assim uma posição superior na teia trófica (Figura 3.4.2.1). As assinaturas isotópicas das lagartixas estão sempre mais próximas das assinaturas dos insetos que do guano. O guano apresenta uma assinatura do $\delta^{13}\text{C}$ menos negativa, e portanto com maior *input* de carbono com origem marinha (Figura 3.4.2.1).

Em 2016 a área da elipse padrão corrigida da zona do Farol sobrepõe-se com as SEAc das restantes duas zonas de amostragem, sendo a sobreposição das elipses maior entre o Farol e as Cisternas do Forte (Tabela 3.4.2.2). No período pré-erradicação (Pré16), a SEAc das lagartixas das Cisternas do Forte não se sobrepõe com SEAc de Vale Paíños. No período pós-erradicação (PósV18), nenhuma das zonas apresentou sobreposição entre si (Tabela 3.4.2.2).

Tabela 3.4.2.1– Área total de nicho ocupado (TA) e área das elipses padrão corrigidas (SEAc) de *Podarcis carbonelli berlengensis* capturadas em três zonas da Berlenga (Vale Paíños (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F)) antes (Pré16) e após (pósV18) a erradicação de mamíferos invasores. A sobreposição entre SEAc de cada zona antes e após a erradicação é apresentada de forma percentual. Intervalo de variação das áreas das elipses-padrão corrigidas pré/pós-erradicação.

	Pré16		PósV18		% Sobreposição	Δ Variação SEAc
	TA	SEAc	TA	SEAc		
VP	0,61	0,37	3,72	2,26	10,70%	1,89
CF	0,85	0,71	1,25	0,88	2,99%	0,17
F	6,17	3,34	4,14	2,36	0%	-0,98

Tabela 3.4.2.2- Comparação do nicho isotópico de *Podarcis carbonelli berlengensis* entre as três zonas amostradas (Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F)) antes (Pré16) e após (PósV18) a erradicação de mamíferos invasores, através da sobreposição das áreas das elipses padrão corrigidas (SEAc). A sobreposição das SEAc é apresentada sob a forma percentual.

Grupos de elipses	% Sobreposição
VP Pré16 - CF Pré16	0%
VP Pré16 - F Pré16	8,63%
CF Pré16 - F Pré16	17,40%
VP PósV18 - CF PósV18	0%
VP PósV18 - F PósV18	0%
CF PósV18 - F PósV18	0%

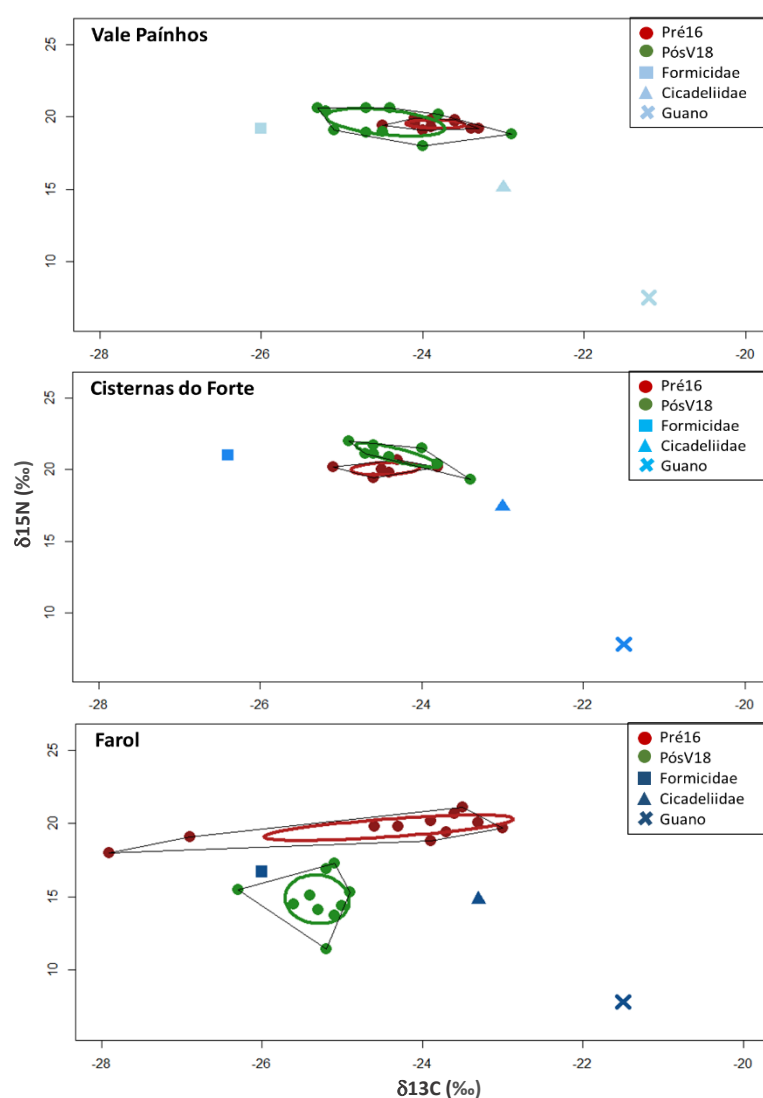


Figura 3.4.2.1- Área total de nicho ocupado (a preto) e área das elipses padrão corrigidas (a vermelho e verde) de *Podarcis carbonelli berlengensis* capturadas nas três zonas da Berlenga. Os círculos a vermelho representam a assinatura isotópica das lagartixas antes da erradicação (Pré16) e a verde a assinatura isotópica das lagartixas após a erradicação (PósV18). Os quadrados representam a assinatura isotópica dos Formicidae, os triângulos dos Cicadeliidae e as cruzes a assinatura isotópica do guano de aves marinhas.

Na assinatura isotópica das lagartixas de Vale Paínhos os níveis médios de $\delta^{15}\text{N}$ mantiveram-se relativamente constantes entre anos, sem diferenças significativas (teste t : $t = -0,43$; $P = 0,68$). Nas lagartixas das Cisternas do Forte houve um aumento significativo do nível trófico no ano pós-erradicação (teste t : $t = -2,71$; $P < 0,05$), traduzido num aumento dos níveis médios de $\delta^{15}\text{N}$ e no Farol ocorreu uma diminuição significativa dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ (teste t : $t = 8,28$; $P < 0,001$) (Figura 3.4.2.2).

Na assinatura isotópica das lagartixas de Vale Paínhos houve um empobrecimento significativo em $\delta^{13}\text{C}$ no período pós-erradicação (teste t : $t = 2,29$; $P < 0,05$). As restantes zonas não apresentaram diferenças significativas (Cisternas do Forte: teste t : $t = -0,71$; $P = 0,49$. Farol: teste t : $t = 1,84$; $P = 0,09$) (Figura 3.4.2.3).

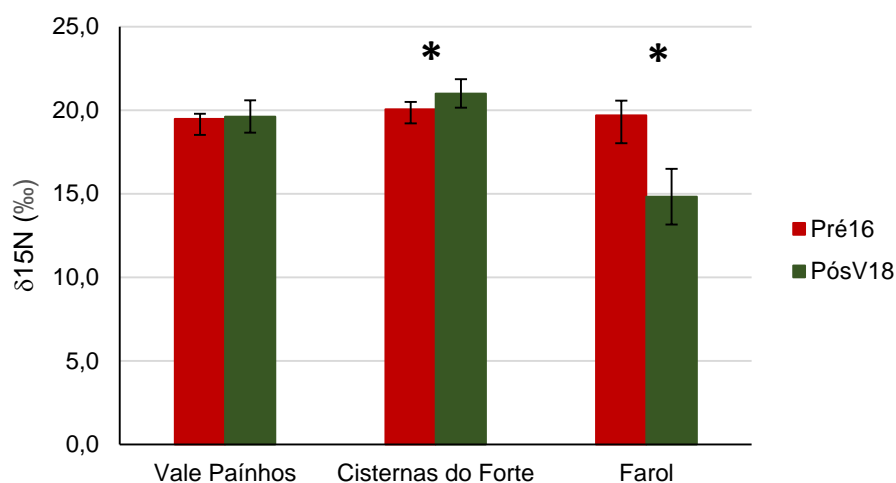


Figura 3.4.2.2- Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ da assinatura isotópica de *Podarcis carbonelli berlengensis* capturadas nas três zonas da Berlenga. Barras de erro correspondentes ao desvio-padrão da média. O asterisco (*) indica diferenças significativas entre os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ antes (Pré16) e após a erradicação (PósV18) ($p\text{-value} < 0,05$).

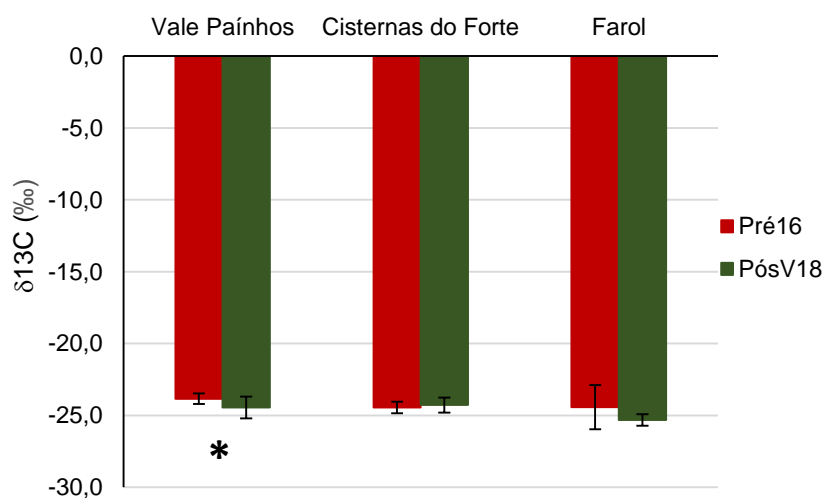


Figura 3.4.2.3- Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ da assinatura isotópica de *Podarcis carbonelli berlengensis* capturadas nas três zonas da Berlenga. Barras de erro correspondentes ao desvio-padrão da média. O asterisco (*) indica diferenças significativas entre os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ antes (Pré16) e após a erradicação (PósV18) ($p\text{-value} < 0,05$).

A relação entre as dimensões corporais (SVL) dos indivíduos de *Podarcis carbonelli berlengensis* e a assinatura de $\delta^{15}\text{N}$ não foi significativa em nenhuma das zonas amostradas e para nenhum dos sexos ($P > 0,05$ em todas as correlações de Pearson) (Anexo 3.4.3.1).

3.4.3. Nicho isotópico das lagartixas no período intra-ano

Nas três zonas houve um aumento da área total de nicho (TA) do final de verão de 2018 para a primavera de 2019, sendo este mais pronunciado no Farol, seguido de Vale Paínhos e por fim nas Cisternas do Forte, com um aumento menos significativo. Tanto em 2018 como em 2019 a área total de nicho foi maior no Farol e menor nas Cisternas do Forte (Tabela 3.4.3.1). A área das elipses-padrão corrigidas (SEAc) aumentou para cerca do dobro no Farol, e nas restantes zonas diminuiu, sendo esta diminuição mais pronunciada em Vale Paínhos (Tabela 3.4.3.1). A percentagem de sobreposição entre as elipses padrão no verão de 2018 e na primavera de 2019 em Vale Paínhos foi nula. No Farol verificou-se a maior percentagem de sobreposição de SEAc (Tabela 3.4.3.1).

Verificou-se um aumento do nível trófico em PósP19 em todas as zonas excetuando nas Cisternas do Forte, na qual não parece ter ocorrido uma alteração no nível trófico. Na assinatura isotópica das lagartixas de todas as zonas houve um deslocamento na assinatura do carbono no sentido de valores mais negativos (Figura 3.4.3.1). Em Vale Paínhos na primavera de 2019 houve uma subida do nicho isotópico da lagartixa, que passou a estar mais enriquecido em $\delta^{15}\text{N}$ que os Formicidae. As assinaturas isotópicas das lagartixas estão sempre mais próximas das assinaturas dos insetos que do guano (Figura 3.4.3.1).

No período intra-anual o único par de zonas entre as quais houve sobreposição do nicho isotópico da lagartixa correspondeu ao par Vale Paínhos/Cisternas do Forte em 2019 (Tabela 3.4.3.2).

Tabela 3.4.3.1– Área total de nicho ocupado (TA) e área das elipses padrão corrigidas (SEAc) de *Podarcis carbonelli berlengensis* capturadas em três zonas da Berlenga (Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F)) no final de Verão (PósV18) e primavera seguinte (PósP19). A sobreposição entre SEAc de cada zona no final de verão e primavera é apresentada de forma percentual. Intervalo de variação das áreas das elipses-padrão corrigidas intra-ano.

	PósV18		PósP19		% Sobreposição	Δ Variação SEAc
	TA	SEAc	TA	SEAc		
VP	3,72	2,26	4,93	1,85	0%	-0,41
CF	1,25	0,88	1,54	0,61	4,82%	-0,27
F	4,14	2,36	9,54	4,28	25,90%	1,92

Tabela 3.4.3.2- Comparação do nicho isotópico de *Podarcis carbonelli berlengensis* entre as três zonas amostradas (Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F)) no final de Verão (PósV18) e primavera seguinte (PósP19), através da sobreposição das áreas das elipses padrão corrigidas (SEAc). A sobreposição das SEAc é apresentada sob a forma percentual.

Grupos de elipses	% Sobreposição
VP PósV18 - CF PósV18	0%
VP PósV18 - F PósV18	0%
CF PósV18 - F PósV18	0%
VP PósP19 - CF PósP19	12,60%
VP PósP19 - F PósP19	0%
CF PósP19 - F PósP19	0%

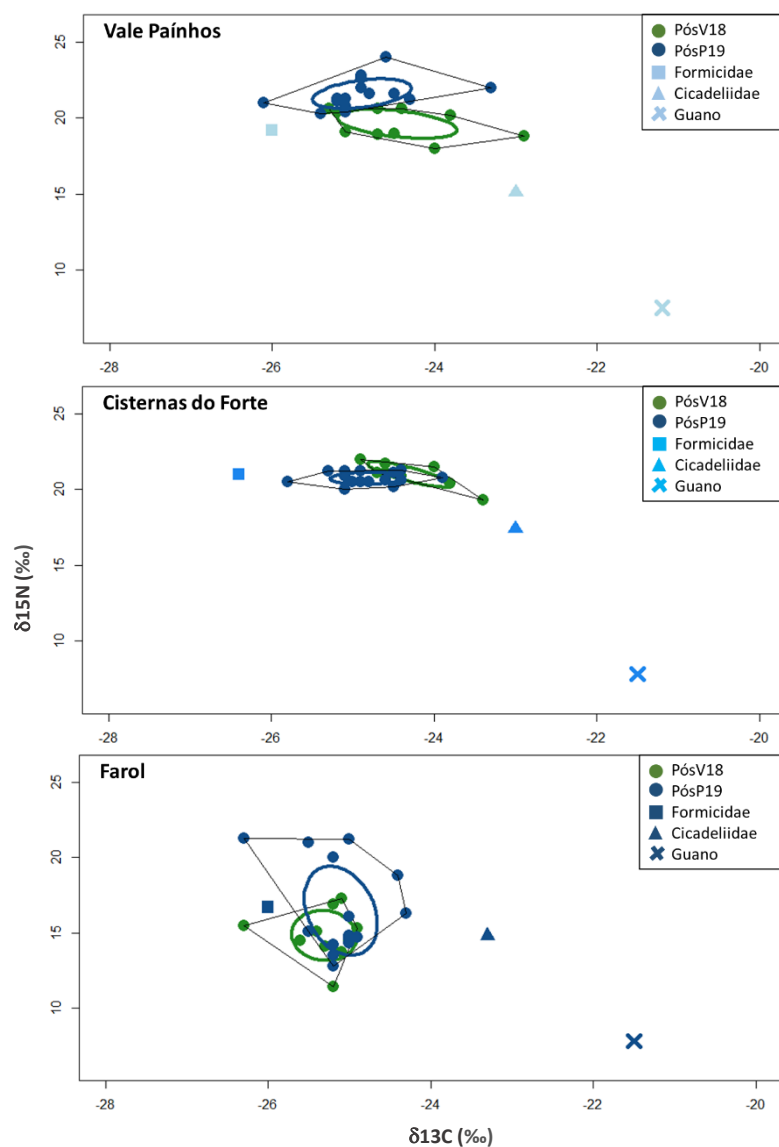


Figura 3.4.3.1- Área total de nicho ocupado (a preto) e área das elipses padrão corrigidas (a verde e azul) de *Podarcis carbonelli berlengensis* capturadas nas três zonas da Berlenga. Os círculos a verde representam a assinatura isotópica das lagartixas no verão de 2018 (PósV18) e a azul a assinatura isotópica das lagartixas na primavera seguinte (PósP19). Os quadrados representam a assinatura isotópica dos Formicidae, os triângulos dos Cicadeliidae e as cruces a assinatura isotópica do guano de aves marinhas.

Na assinatura isotópica das lagartixas de Vale Paínhos houve um aumento significativo do nível trófico na primavera de 2019 (teste t : $t = -5,04$; $P < 0,001$), traduzido num aumento dos níveis médios de $\delta^{15}\text{N}$ (Figura 3.4.3.2).

Na assinatura isotópica das lagartixas das Cisternas do Forte houve um empobrecimento significativo em $\delta^{13}\text{C}$ na primavera de 2019 (teste t : $t = 2,49$; $P < 0,05$) (Figura 3.4.3.3).

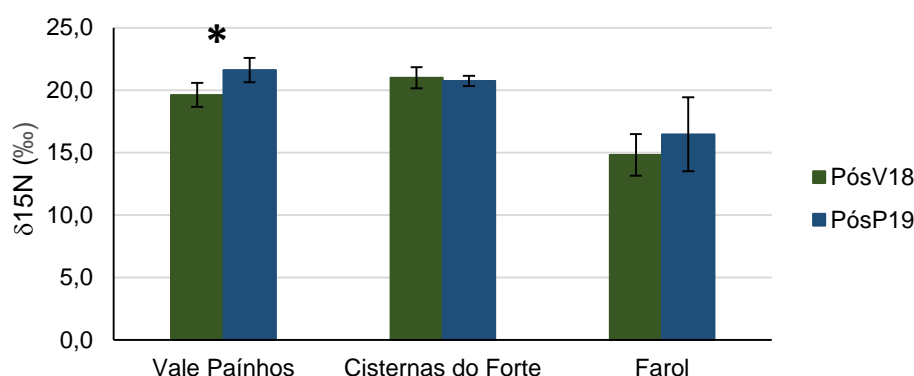


Figura 3.4.3.2- Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ da assinatura isotópica de *Podarcis carbonelli berlengensis* capturadas nas três zonas da Berlenga. Barras de erro correspondentes ao desvio-padrão da média. O asterisco (*) indica diferenças significativas entre os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ no verão de 2018 (PósV18) e na primavera seguinte (PósP19) ($p\text{-value} < 0,001$).

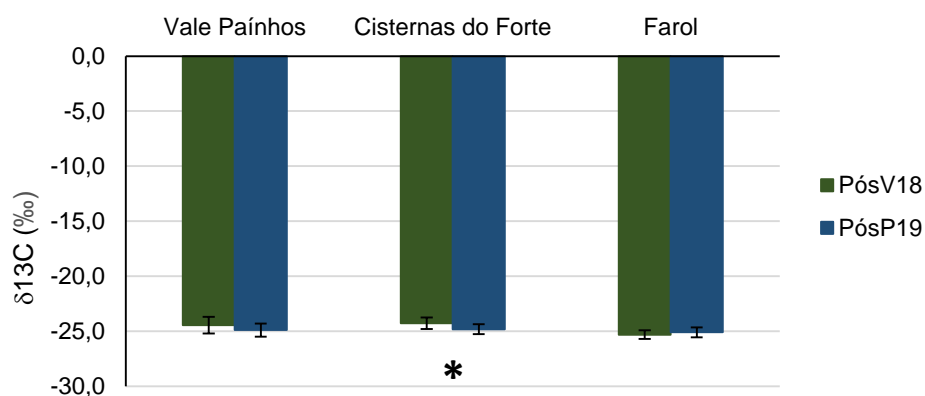


Figura 3.4.3.3- Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ da assinatura isotópica de *Podarcis carbonelli berlengensis* capturadas nas três zonas da Berlenga. Barras de erro correspondentes ao desvio-padrão da média. O asterisco (*) indica diferenças significativas entre os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ no verão de 2018 (PósV18) e na primavera seguinte (PósP19) ($p\text{-value} < 0,05$).

A relação entre as dimensões corporais (SVL) dos indivíduos de *Podarcis carbonelli berlengensis* e o fracionamento de $\delta^{15}\text{N}$ não apresentou correlações significativas em nenhuma das zonas amostradas ($P > 0,05$ em todas as correlações de Pearson). (Anexo 3.4.3.1).

3.4.4. Nicho isotópico das lagartixas no período pré-erradicação e na primavera de 2019

Comparando os resultados das assinaturas isotópicas das lagartixas do período pré-erradicação (Pré16) e as assinaturas isotópicas na primavera de 2019 (PósP19), verificou-se um aumento da área de nicho total ocupada (TA) em todas as zonas de amostragem da Berlenga em 2019, sendo este aumento mais pronunciado em Vale Paínhos, seguido do Farol e o aumento menos pronunciado nas Cisternas do Forte (Tabela 3.4.4.1). A área das elipses-padrão corrigidas (SEAc) aumentou em Vale Paínhos e no Farol de Pré16 para PósP19, enquanto nas Cisternas do Forte houve uma diminuição relativamente pouco acentuada (Tabela 3.4.4.1).

Tabela 3.4.4.1– Área total de nicho ocupado (TA) e área das elipses padrão corrigidas (SEAc) de *Podarcis carbonelli berlengensis* capturadas em três zonas da Berlenga (Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F)) no ano pré-erradicação (Pré16) e na primavera de 2019 (PósP19).

	Pré16		PósP19	
	TA	SEAc	TA	SEAc
VP	0,61	0,37	4,93	1,85
CF	0,85	0,71	1,54	0,61
F	6,17	3,34	9,54	4,28

3.4.5. Comparações dos nichos isotópicos dos dois sexos

Apenas em Vale Paínhos foi possível fazer uma comparação dos nichos isotópicos nos três períodos (Pré16, PósV18 e PósP19). A área das elipses padrão de machos e fêmeas apresentou diferentes oscilações entre anos em Vale Paínhos. No período pré-erradicação (Pré16) a SEAc foi muito semelhante entre os dois sexos, com 19,64% de sobreposição entre nichos isotópicos (Tabela 3.4.5.1). No final de Verão de 2018 verificou-se uma amplitude de nicho superior nos machos, estando este mais deslocado no sentido de valores de $\delta^{13}\text{C}$ menos negativos, e apresentando 12,18% de sobreposição de nicho com as fêmeas. Na primavera de 2019 a tendência inverteu-se, sendo as fêmeas a ter uma área da elipse padrão corrigida superior à dos machos e estando também deslocadas no sentido de valores de $\delta^{13}\text{C}$ menos negativos. A sobreposição entre sexos foi superior em PósP19 (Tabela 3.4.5.1 e Figura 3.4.5.1).

O padrão da primavera de 2019 foi semelhante nas Cisternas do Forte, onde se verificou uma amplitude de nicho isotópico superior nas fêmeas (Tabela 3.4.5.1 e Figura 3.4.5.2).

Não foi possível obter a área das elipses padrão corrigidas das lagartixas do Farol separadas por sexo em nenhuma das épocas, devido ao reduzido tamanho amostral. Verificou-se que a área total do nicho ocupado foi superior nas fêmeas, tanto no final de verão de 2018 como na primavera de 2019 (Tabela 3.4.5.1 e Figura 3.4.5.3).

Tabela 3.4.5.1– Área total de nicho ocupado (TA) e área das elipses padrão corrigidas (SEAc) de *Podarcis carbonelli berlengensis* diferenciado entre machos e fêmeas capturadas em três zonas da Berlenga (Vale Paínhos (VP), Cisternas do Forte (CF) e Farol (F)) no período pré-erradicação (Pré16), final de verão de 2018 (PósV18) e primavera de 2019 (PósP19). A sobreposição entre SEAc de cada sexo é apresentada de forma percentual. Intervalo de variação das áreas das elipses-padrão corrigidas.

	Machos		Fêmeas		% Sobreposição	Δ Variação SEAc
	TA	SEAc	TA	SEAc		
VP Pré16	0,39	0,31	0,10	0,36	19,64%	-0,05
VP PósV18	3,04	3,51	0,68	0,91	12,18%	2,6
VP PósP19	2,20	1,33	2,84	3,65	20,29%	-2,32
CF PósP19	0,91	0,49	0,57	0,65	4,59%	-0,16
F PósV18	0,22	-	1,38	-	-	-
F PósP19	1,00	-	3,15	-	-	-

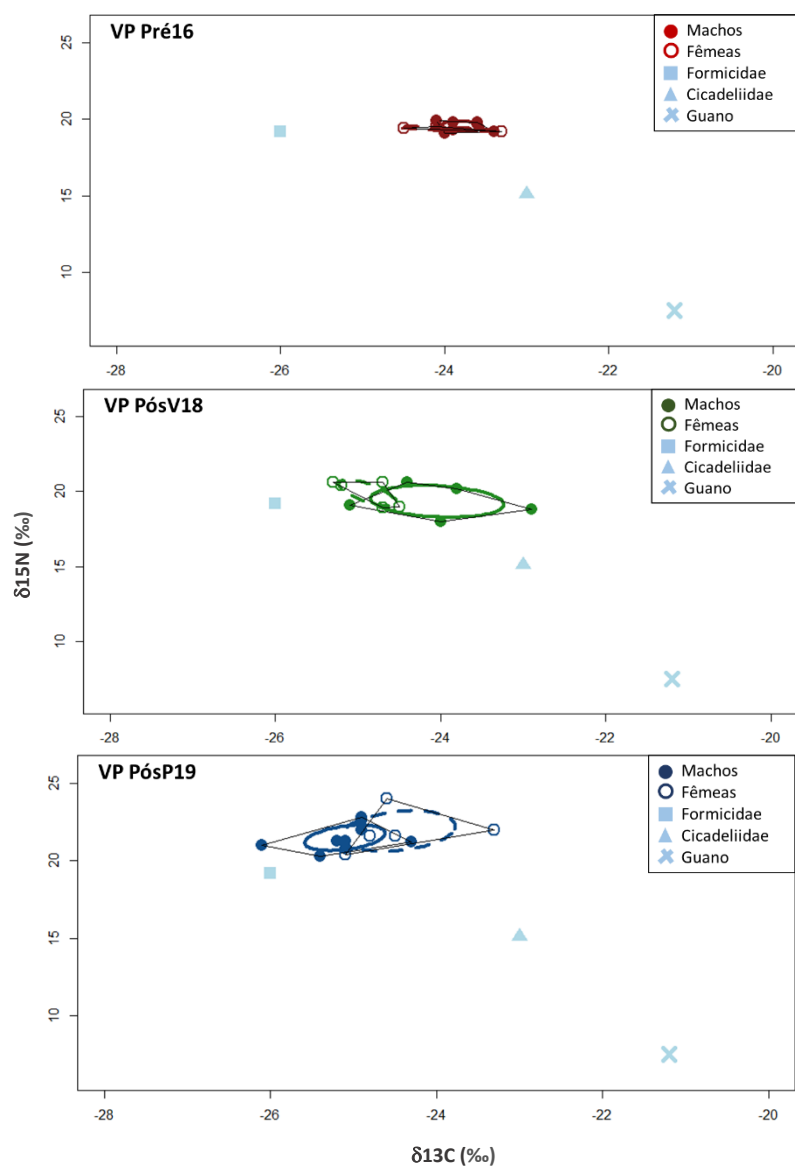


Figura 3.4.5.1- Área total de nicho ocupado (a preto) e área das elipses padrão corrigidas (contínuo colorido para machos e tracejado colorido para fêmeas) de *Podarcis carbonelli berlengensis* capturadas em Vale Paínhos no período pré-erradicação (Pré16), no final de verão de 2018 (PósV18) e na primavera de 2019 (PósP19). Os quadrados representam a assinatura isotópica dos Formicidae, os triângulos dos Cicadeliidae e as cruzes a assinatura isotópica do guano de aves marinhas.

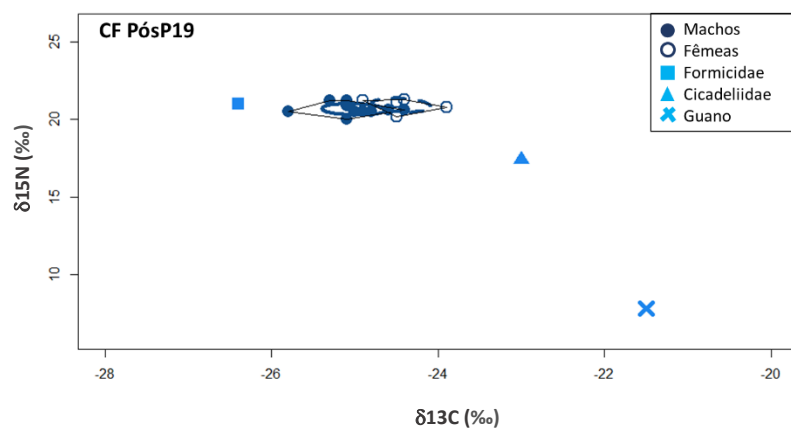


Figura 3.4.5.2- Área total de nicho ocupado (a preto) e área das elipses padrão corrigidas (contínuo colorido para machos e tracejado colorido para fêmeas) de *Podarcis carbonelli berlengensis* capturadas nas Cisternas do Forte na primavera de 2019 (PósP19). Os quadrados representam a assinatura isotópica dos Formicidae, os triângulos dos Cicadeliidae e as cruzes a assinatura isotópica do guano de aves marinhas.

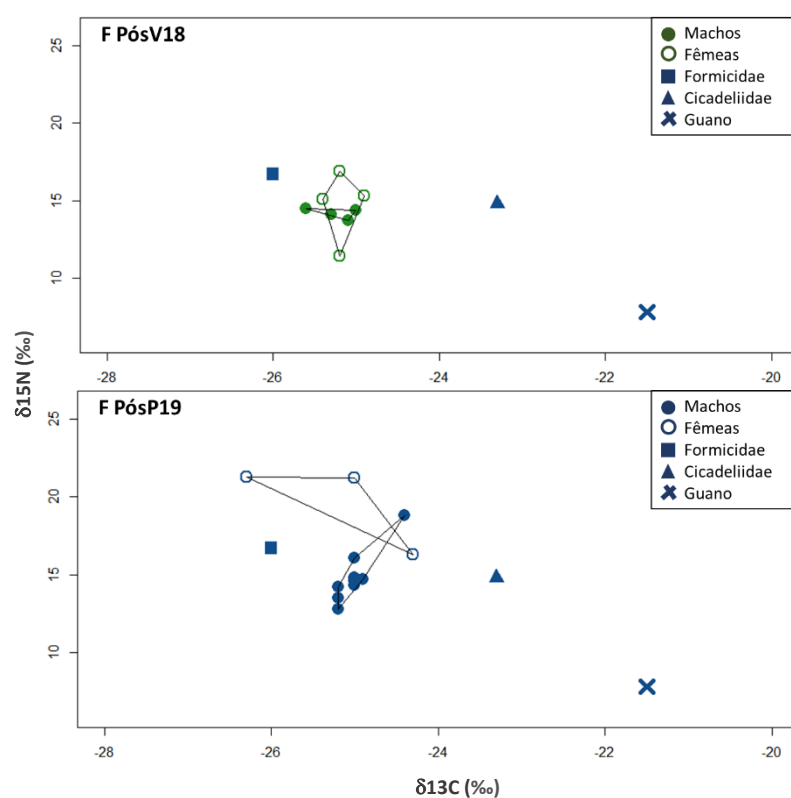


Figura 3.4.5.3- Área total de nicho ocupado (a preto) de *Podarcis carbonelli berlengensis* capturadas no Farol no verão de 2018 (PósV18) e na primavera de 2019 (PósP19). Os quadrados representam a assinatura isotópica dos Formicidae, os triângulos dos Cicadeliidae e as cruzes a assinatura isotópica do guano de aves marinhas.

4. DISCUSSÃO

Recuperação da vegetação

Após a erradicação de mamíferos invasores, iniciou-se a recuperação gradual da vegetação da ilha. Antes da ação de erradicação, as populações de coelho-bravo encontravam-se em maior abundância em zonas de coberto vegetal mais denso (Oliveira et al., 2016). Esses eram os locais com maior disponibilidade de alimento e com uma camada de solo mais profunda, usada para construir tocas no subsolo. De acordo com Oliveira et al. (2016), os coelhos terão sido os principais responsáveis pela perda de coberto vegetal e erosão dos solos. No entanto, a população de rato-preto da Berlenga também seria maioritariamente herbívora, e de acordo com Nascimento et al. (2019), 94% da sua dieta seria composta por plantas, maioritariamente sementes de plantas nativas. Adicionalmente, os ratos na Berlenga consumiam quantidades significativas de lixo orgânico, sendo por isso particularmente abundantes nas zonas com maior presença humana (Nascimento et al., 2019). A remoção dos mamíferos invasores conduziu a um aumento do coberto vegetal (maioritariamente de herbáceas) e a uma diminuição do solo nu em toda a ilha. Por exemplo, a vegetação herbácea aumentou ao longo dos três anos de amostragem em todas as zonas da ilha. A zona do farol, por ser junto aos alojamentos da reserva e da marinha, e consequentemente ter lixo orgânico, deverá ter sido das zonas da ilha com maior abundância de rato-preto antes da erradicação; após a erradicação, esta foi a zona onde se verificou a maior recuperação de herbáceas. Em Vale Paínhos, uma das zonas mais degradadas pelo coelho-bravo, houve também uma redução acentuada do solo nu. Esta recuperação do coberto vegetal terá muito provavelmente alterado os fluxos de matéria e energia no ecossistema, o que poderá ter levando por exemplo ao aumento da diversidade e abundância de invertebrados (Le Corre et al., 2015; Russell e Holmes, 2015).

Os ratos têm um impacto no sucesso reprodutor das aves marinhas das ilhas (St Clair, 2011). A longo prazo e como resultado indireto, sem a eventual predação de aves marinhas nas tocas, será de esperar um aumento do *input* marinho na ilha, ao que se associa um aumento do azoto no solo (que funciona como fertilizante), levando à alteração dos nutrientes utilizados pelas plantas e consequentemente ao aumento da abundância de diversos invertebrados (Barrett et al., 2005; St Clair, 2011; Richardson, Iverson e Kurle, 2019).

Alterações na estrutura de tamanhos da lagartixa da Berlenga

Comparando a distribuição de tamanhos corporais das lagartixas em 1990 com a das lagartixas do período pós-erradicação, verificou-se uma acentuação do dimorfismo sexual em 2018/19 caracterizada pela maior frequência de machos nas classes de tamanhos superiores. As lagartixas do género *Podarcis*, quando sujeitas a pressões ecológicas e condições desfavoráveis, sobretudo em ilhas, tendem a apresentar uma menor expressão dos caracteres sexuais secundários (Sacchi et al., 2015). Em 1990, os ratos e coelhos existentes na ilha estariam a atuar como predadores e competidores. Com a erradicação e consequente eliminação da pressão predatória e competitiva por parte dos mamíferos invasores e com o aumento simultâneo dos recursos tróficos, a maior pressão para a população local de lagartixas, terá rapidamente passado a ser a resultante da competição intraespecífica (Reimchen, Steeves e Bergstrom, 2016). Nos lacertídeos, os machos de tamanhos superiores apresentam vantagens na competição por fêmeas e território (Galán, 1996; Donihue et al., 2016). Não estando limitados por outras espécies competidoras e sendo beneficiados por um habitat mais estável e com maior abundância de recursos, as lagartixas não só podem crescer mais, como os indivíduos que o fizerem terão vantagens competitivas em relação aos seus conspécíficos.

Nas Cisternas do Forte, habitat com uma maior percentagem de área sem vegetação (zona cimentada da cisterna, trilhos e degraus usados por turistas) e com vegetação mais esparsa, onde a variação das classes de vegetação amostradas foi a menor entre os três anos, os machos de lagartixa do período pré-erradicação (2016) apresentaram dimensões corporais mais reduzidas. Nessa mesma zona os machos apresentaram pesos significativamente inferiores aos dos machos das restantes zonas de amostragem, independentemente do período (pré- ou pós-erradicação). Sendo uma zona mais pobre em recursos e que sofreu uma menor alteração do coberto vegetal, os recursos deverão continuar a atuar como fatores limitantes, impactando desta forma o crescimento dos machos. Outro factor que muito provavelmente deverá ter um impacto nas lagartixas desta zona é a pressão humana exercida pelos turistas, que são em grande número e percorrem diariamente grande parte da área de estudo em redor das Cisternas, influenciando o comportamento dos animais, por exemplo afugentando os animais territoriais.

Relativamente às fêmeas, o seu tamanho corporal e peso foram significativamente superiores na primavera de 2019, período correspondente à época reprodutora. O número de posturas anuais nas lagartixas do género *Podarcis* depende do SVL das fêmeas (Pérez-Mellado, 1982; Vicente, 1989). Fêmeas maiores reproduzem-se mais cedo e são capazes de produzir posturas múltiplas, apresentando assim maior sucesso reprodutor (Galán, 1996; Sagonas et al., 2019). Independentemente da época, o tamanho corporal das fêmeas foi superior em Vale Paínhos, zona com maior coberto vegetal e com maior disponibilidade de recursos. O peso das fêmeas desta zona foi significativamente diferente do peso nas Cisternas do Forte, repetindo parcialmente o padrão verificado nos machos.

A população de lagartixa da Berlenga não apresentou diferenças nos *sex-ratios* em nenhum dos períodos ou zonas consideradas; a proporção de machos e fêmeas manteve-se equilibrada. O *sex-ratio* tende a ser equilibrado entre anos quando não há uma mortalidade diferenciada entre os sexos, nem diferenças ao nível da migração de machos e fêmeas (Pérez-Mellado et al., 2015). Os lacertídeos do género *Podarcis* tendem a ser muito sedentários, permanecendo e explorando uma área de habitat circundante reduzida. Os juvenis percorrem maiores distâncias que os adultos, sendo estes mais propensos à dispersão. Ocupam habitats menos favoráveis e com menos vegetação, uma vez que dispersam devido à pressão competitiva dos adultos (Galán, 1999). No presente estudo não se verificaram diferenças na proporção de adultos e juvenis entre áreas, no entanto este resultado poderá ficar a dever-se ao reduzido tamanho da amostra de juvenis.

Alterações no nicho isotópico - zonas de estudo

A ilha da Berlenga apresentou uma variabilidade considerável entre as diferentes zonas amostradas. Em 2018 não se verificou sobreposição de nichos isotópicos das lagartixas entre nenhuma das zonas, o que se traduz numa elevada variação entre locais e/ou habitats, e indica que as três zonas correspondem a habitats diversos e distintos (Sagonas et al., 2019). Este padrão também foi confirmado pelas assinaturas isotópicas dos insetos, uma vez que o mesmo grupo de insetos apresentou assinaturas isotópicas diferentes, mantendo o mesmo padrão dos níveis de $\delta^{15}\text{N}$ nas três zonas: zona do Farol com valores mais baixos de $\delta^{15}\text{N}$, seguido da zona de Vale Paínhos e, finalmente, valores mais elevados nos indivíduos da zona das Cisternas do Forte. Os Formicidae representam os consumidores secundários da teia trófica, detritívoros que se alimentam de restos de outros grupos, enquanto os Cicadeliidae representam os herbívoros estritos, consumidores primários. As assinaturas isotópicas de ambas as famílias de insetos funcionaram como valores de referência relativamente à posição das lagartixas na teia trófica. Após a erradicação dos mamíferos verificou-se um aumento do nicho isotópico no período de final de verão em Vale Paínhos, zona mais distante de habitações e da perturbação humana. Na ausência dos mamíferos, a disponibilidade e diversidade de recursos alimentares aparenta ter

aumentado, levando a que a população de lagartixa pudesse explorar outros recursos. Este processo de generalização da dieta é expectável devido ao carácter generalista da espécie (Pérez-Mellado, 1983; Pérez-Cembranos, León e Pérez-Mellado, 2016). A eliminação dos ratos que poderiam ser considerados predadores de topo neste ecossistema simplificado e que certamente competiriam com as lagartixas por recursos alimentares terá levado à ampliação da complexidade da teia trófica, logo a uma maior diversidade de alimento, e consequente generalização trófica, resultado análogo ao encontrado por Pringle et al. (2019) em populações de lacertídeos manipulados experimentalmente nas Bahamas. O tamanho corporal das lagartixas não está diretamente relacionado com a assimilação de $\delta^{15}\text{N}$ pelos indivíduos, ou seja, o nível trófico não parece estar relacionado com as dimensões corporais das lagartixas. Os machos, que no período pós-erradicação apresentaram tamanhos superiores, nem sempre são os que têm maiores nichos isotópicos, e as fêmeas, que não apresentaram diferenças significativas de tamanhos de 1990 para 2018/19, apresentam nichos isotópicos mais amplos. Assim não são as diferenças de tamanhos corporais que influenciam diretamente o aumento dos nichos isotópicos, e como tal o aumento dos nichos deverá refletir uma maior diversidade de recursos tróficos.

Em Vale Paínhos, a zona da ilha com solos particularmente profundos, o aumento tanto da área total do nicho ocupada, como da área da elipse padrão foi muito acentuado, o que deverá estar relacionado com a melhoria das condições de habitat e uma correspondente maior diversidade de alimento. No final de verão de 2018 o músculo das lagartixas apresentou um enriquecimento significativo em $\delta^{13}\text{C}$, o que corresponde a um *input* de carbono com origem em vegetação terrestre (Briggs et al., 2012). Esta produtividade terrestre é superior em Vale Paínhos, devido à elevada cobertura vegetal da zona.

A amplitude do nicho isotópico das lagartixas nas Cisternas do Forte não sofreu grandes alterações do período pré- para o pós-erradicação, o que está de acordo com os resultados relativos ao coberto vegetal e à morfologia das lagartixas nesta zona, ou seja, foi o habitat que sofreu menos alterações com a remoção das invasoras, logo menor variação da diversidade de recursos. Ainda que não tenha havido um alargamento do nicho isotópico da população nesta zona, verificou-se um aumento no nível trófico no período pós-erradicação, traduzido por um aumento significativo dos níveis médios de $\delta^{15}\text{N}$. Esta mudança no tipo de presas consumidas pode ser consequência da intensificação da competição intraespecífica num habitat particularmente pobre em recursos, levando os animais a optar por presas mais nutritivas.

O nicho isotópico das lagartixas da zona do Farol foi totalmente distinto entre os vários períodos. De 2016 para 2018 a amplitude do nicho diminuiu e ocorreu uma diminuição significativa dos valores de $\delta^{15}\text{N}$, o que significa diminuição do nível trófico, por exemplo por passarem a ser mais consumidores secundários e menos terciários. Esta zona rodeia as habitações permanentes da ilha, e como consequência existe elevada disponibilidade de lixo orgânico, restos de comida que são enterrados no solo para compostagem perto das habitações. Em 2016 estes recursos eram provavelmente explorados pela população de rato-preto, levando à exclusão competitiva da lagartixa. No final do verão de 2018, com este nicho livre e disponível, a lagartixa pôde explorá-lo, apresentando características de oportunismo trófico.

Alterações no nicho isotópico – variação intra-anual

Na comparação intra-anual, na qual se avaliou o efeito da sazonalidade no nicho isotópico da lagartixa, ocorreu em todas as zonas um aumento da área total do nicho de 2018 para 2019. O período correspondente ao verão caracteriza-se pelo clima seco e reduzida precipitação, levando a uma diminuição das populações de artrópodes (Sagonas et al., 2019). Na primavera, período que sucede a

estação chuvosa, a abundância de plantas verdes e muito provavelmente, por associação, a abundância de artrópodes é superior, levando a uma maior abundância de recursos alimentares para a lagartixa.

Na subpopulação de Vale Paíños verificou-se uma diminuição acentuada da amplitude do nicho isotópico na primavera de 2019 em relação ao verão de 2018, não havendo sobreposição entre os nichos isotópicos das duas épocas, o que significa uma mudança total da dieta. Houve uma subida nos valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ indicando que o nível trófico das lagartixas aumentou. Na primavera, época de maior abundância e também época de reprodução das lagartixas, haverá uma maior exigência energética, e como tal é expectável que os animais apresentem níveis de especialização mais elevados, uma vez que devido à maior disponibilidade de recursos podem consumir as suas presas preferenciais, que provavelmente correspondem às que fornecem melhor vantagem energética (Padilla et al., 2009; Sagonas et al., 2019). Na assinatura isotópica das lagartixas das Cisternas do Forte houve um deslocamento significativo dos níveis médios de $\delta^{13}\text{C}$ na direção de uma fonte de carbono mais terrestre, isto é, na primavera as plantas terrestres tiveram uma maior importância para a base da teia trófica que os depósitos com origem marinha (principalmente dejetos e cadáveres de aves marinhas) que têm maior importância no verão. O nicho isotópico foi também menos amplo na Primavera, ainda que com diferenças menos significativas.

A zona do Farol foi a única onde foi registado um aumento da amplitude do nicho isotópico das lagartixas na primavera. Esta zona foi também aquela que apresentou maior percentagem de sobreposição entre o nicho isotópico das lagartixas na primavera e no final do verão. As lagartixas desta zona, para além de provavelmente continuarem a aproveitar os restos orgânicos disponíveis, estarão ainda a explorar recursos em níveis tróficos superiores (Hierlihy et al., 2013).

Alterações no nicho isotópico – comparação entre a pré-erradicação e a primavera pós-erradicação

Comparando as assinaturas isotópicas das lagartixas do período pré-erradicação e as assinaturas isotópicas na primavera de 2019 (pós-erradicação), verificou-se um aumento da área de nicho total em todas as zonas de amostragem em 2019, sendo este aumento mais pronunciado em Vale Paíños e menos pronunciado nas Cisternas do Forte. A área das elipses-padrão corrigidas, logo a amplitude do nicho isotópico, aumentou no Farol e em Vale Paíños do período pré-erradicação para a primavera pós-erradicação, enquanto nas Cisternas do Forte houve uma diminuição relativamente pouco acentuada. Ainda que o nicho isotópico das lagartixas tenha sido mais reduzido na primavera de 2019 que no período pós-erradicação (final de verão de 2018), o que traduz uma especialização dos indivíduos, estas amplitudes de nicho na primavera foram superiores às do período pré-erradicação em duas das três zonas. Em 2016, na presença de mamíferos invasores, os recursos seriam provavelmente mais escassos e haveria uma menor diversidade de invertebrados, logo o nicho das lagartixas deveria ser menos amplo. Na primavera pós-erradicação, a redução do nicho poderá ficar a dever-se a outro factor: com uma abundância e diversidade de presas mais elevadas, as lagartixas provavelmente foram capazes de escolher as suas presas preferenciais e optar pelas mais vantajosas do ponto de vista nutricional, e que como tal lhes garantissem maiores benefícios energéticos (Sagonas et al., 2019).

Alterações no nicho isotópico – comparação entre sexos

De acordo com Vicente, Araújo e Barbault (1995), ainda com mamíferos na ilha, a lagartixa da Berlenga apresentou índices de amplitude de nicho trófico, ainda que baixos, distintos entre sexos. Os resultados da análise de conteúdos estomacais mostraram nichos tróficos mais amplos no verão e outono, e

relativamente inferiores na primavera. A amplitude do nicho trófico foi estimada com base nas classes de tamanhos dos insetos presentes em conteúdos estomacais (Vicente, Araújo e Barbault, 1995). A amplitude do nicho das fêmeas foi relativamente superior à dos machos, e estes autores concluíram que os machos se alimentam mais no outono e as fêmeas na primavera. Na primavera os machos investem muito na reprodução e na defesa do território, perdendo oportunidades para se alimentarem (Vicente, Araújo e Barbault, 1995).

No final de verão, com a escassez de alimento, os machos de *Lacerta trilineata*, população insular presente em diversas ilhas gregas, apresentam um comportamento de alimentação mais ativo, procurando garantir uma dieta mais rica para investir no crescimento (Sagonas et al., 2019). Na primavera, durante a época reprodutora desta espécie, os machos competem pelas fêmeas e investem na luta pelo território, não tendo disponibilidade para investir numa procura ativa por alimento (Hierlihy et al., 2013). Já as fêmeas precisam de recursos alimentares mais ricos para garantir o investimento na reprodução durante a primavera, logo procuram mais alimento e expandem o seu nicho nesta época (Gálan, 1996).

Os nichos isotópicos documentados neste trabalho concordam com o padrão descrito anteriormente e suportam a hipótese de dimorfismo sexual relativamente à exploração de recursos nas populações de lagartixas. Por exemplo, em Vale Paínhos no período pré-erradicação, a amplitude do nicho isotópico de machos e fêmeas foi semelhante, apresentando 19% de sobreposição. No entanto, verificou-se uma distinção nas posições tróficas entre sexos, com os machos num nível trófico superior e as fêmeas com maior amplitude dos níveis de $\delta^{13}\text{C}$. No final do Verão de 2018 os machos tiveram uma área de elipse padrão corrigida muito superior à das fêmeas, indicando que se terão alimentado de uma maior extensão de recursos, incluindo recursos com uma fonte de carbono mais marinha. Na primavera seguinte a tendência inverteu-se e as fêmeas apresentaram uma amplitude de nicho isotópico superior à dos machos, verificando-se uma divergência de nichos. Do mesmo modo, em 2019 nas Cisternas do Forte verificou-se uma distinção entre nichos de machos e fêmeas, com uma reduzida percentagem de sobreposição, sendo a amplitude do nicho isotópico das fêmeas ligeiramente mais amplo.

Os resultados das análises isotópicas fornecem indicações importantes relativas à amplitude do nicho trófico e consequentemente da forma como os recursos são explorados, no entanto, é importante ter em conta que o *turnover* isotópico nos músculos demora cerca de dois meses (Warne, Gilman e Wolf, 2010). Se por um lado o período temporal envolvido comprova que os animais se mantiveram nas mesmas zonas nas diferentes épocas amostradas, significa também que os recursos alimentares mais antigos podem ainda estar a influenciar a assinatura isotópica dos animais (Warne, Gilman e Wolf, 2010). Em estudos futuros poderão usar-se outro tipo de análises, como as assinaturas isotópicas de tecidos com *turnover* isotópico mais rápido (por exemplo, o sangue), ou técnicas moleculares (por exemplo, DNA *metabarcoding*), para obter resultados mais objetivos sobre a dieta recente (ver por exemplo Lopes et al., 2019).

Considerações finais

Este trabalho mostrou que, com a recuperação do ecossistema após erradicação das espécies de mamíferos invasores, está a ocorrer a expansão do nicho trófico da lagartixa da Berlenga, em simultâneo com a acentuação do dimorfismo sexual. A espécie está agora sujeita a pressões ecológicas diferentes, como a intensificação da competição intraespecífica, e usufruindo de um habitat aparentemente mais rico e estável.

Um ecossistema insular de pequenas dimensões que seja alvo de um projeto de erradicação, tende a ter uma recuperação gradual, mas rápida, alterando os desafios ecológicos a que as espécies nativas estão sujeitas, e consequentemente levando a mudanças comportamentais a diferentes níveis.

Na Selvagem Grande por exemplo, onde o processo de erradicação de mamíferos invasores terminou em 2005, verificaram-se respostas positivas a vários níveis do ecossistema. A recuperação da vegetação traduziu-se no aumento da riqueza específica de plantas em diversas zonas da ilha (Oliveira et al., 2010). Contudo, em duas zonas da ilha o número de plantas diminuiu, devido à expansão de uma espécie de planta exótica após a remoção dos mamíferos, o que prova que em alguns casos ocorrem alterações que não permitem que um retorno completo às condições iniciais do ecossistema. Ocorreu também o aumento da abundância de pelo menos quatro famílias de Coleópteros, e um aumento da população de osga das Selvagens *Tarentola bischoffi* (Oliveira et al., 2010). Na ilha Korapuki (Nova Zelândia) foi feita a monitorização de cinco espécies de répteis nativos durante dez anos após a erradicação de rato do Pacífico (*kiore*) *Rattus exulans*, invasor na ilha em questão. Dez anos após a erradicação, continuou a verificar-se um aumento da abundância das cinco espécies monitorizadas (Monks, Monks e Towns, 2014).

Sem perturbações, o ecossistema pode recuperar, ainda que provavelmente para algo diferente do ecossistema original, num período de tempo gradual. É por isso essencial continuar a monitorização dos sistemas nos anos seguintes à erradicação.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS *

- Ali, J.R., Meiri, S. (2019): Biodiversity growth on the volcanic ocean islands and the roles of in situ cladogenesis and immigration: case with the reptiles. *Ecography*. **42**: 989-999.
- Amado, A., Gafeira, C., Teixeira, A., Preto, A. (2007): Plano de ordenamento da Reserva Natural das Berlengas-Relatório para discussão pública. ICNB - Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade.
- Barrett, K., Anderson, W.B., Wait, D.A., Grismer, L.L., Polis, G.A., Rose, M.D. (2005): Marine subsidies alter the diet and abundance of insular and coastal lizard populations. *Oikos*. **109**: 145–153.
- Bellard, C., Cassey, P., Blackburn, T.M. (2016): Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology letters*. **12**: 1-4.
- Blackburn, T.M., Pettolelli, N., Katzner, T., Gompert, M.E., Mock, K., Garner, T.W.J., Altwegg, R., Redpath, S., Gordon, I.J. (2010): Dying for conservation: eradicating invasive alien species in the face of opposition. *Animal Conservation*. **13**: 227-228.
- Bond, A.L., Jones, I.L. (2009): A practical introduction to stable-isotope analysis for seabird biologists: Approaches, cautions and caveats. *Marine Ornithology*. **37**: 183–188.
- Briggs, A.A., Young, H.S., McCauley, D.J., Hathaway, S.A., Dirzo, R., Fisher, R.N. (2012): Effects of Spatial Subsidies and Habitat Structure on the Foraging Ecology and Size of Geckos. *PLoS ONE*. **7**: 1-10.
- Buckley, L.B., Jetz, W. (2007): Insularity and the determinants of lizard population density. *Ecology Letters*. **10**: 481–489.
- Clout, M.N., Russell, J.C. (2008): The invasion ecology of mammals: a global perspective. *Wildl. Res.* **35**: 180-184.
- Colautti, R.I., MacIsaac, H.J. (2004): A neutral terminology to define ‘invasive’ species. *Diversity and distributions*. **10**: 135-141.
- Comas, M., Escoriza, D., Moreno-Rueda, G. (2014): Stable isotope analysis reveals variation in trophic niche depending on altitude in an endemic alpine gecko. *Basic Appl. Ecol.* **15**: 362–369.
- Courchamp, F., Chapuis, J., Pascal, M. (2003): Mammal invaders on islands : impact , control and control impact. *Biol. Rev.* **78**: 347–383.
- Courchamp, F., Hoffmann, B.D., Russell, J.C., Leclerc, C. (2014): Climate change , sea-level rise, and conservation : keeping island biodiversity afloat. *Trends in Ecology & Evolution*. **29**: 127-130.
- Dalerum, F., Angerbjörn, A. (2005): Resolving temporal variation in vertebrate diets using naturally occurring stable isotopes. *Oecologia* **144**: 647–658.
- Dalgaard, P. (2008): *Introductory Statistics with R*, 2nd Edition. Copenhagen, Springer Science &

* Referências elaboradas segundo as normas da revista *Amphibia-Reptilia*.

- Davis, M.A. (2009): Invasion biology. Oxford: Oxford University Press.
- Doherty, T.S., Glen, A.S., Nimmo, D.G., Ritchie, E.G., Dickman, C.R. (2016): Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **113**: 11261-11265.
- Donihue, C.M., Brock, K.M., Foufopoulos, J., Herrel, A. (2016): Feed or fight: testing the impact of food availability and intraspecific aggression on the functional ecology of an island lizard. *Functional Ecology*. **30**: 566-575.
- Draper, D., Rosselló-Graell, A., Garcia, C., Gomes, C.T., Sérgio, C. (2003): Application of GIS in plant conservation programmes in Portugal. *Biological Conservation*. **113**: 337-349.
- Fagundes, A.I., Filipe, A., Oliveira, N., Andrade, J. (2018): Controlo e erradicação de plantas exóticas invasoras. Relatório da Ação C5, Projeto LIFE+ Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- Fink, P., Reichwaldt, E.S., Harrod, C., Rossberg, A.G. (2012): Determining trophic niche width: An experimental test of the stable isotope approach. *Oikos*. **121**: 1985-1994.
- Galán, P. (1996): Sexual maturity in a population of the lacertid lizard *Podarcis bocagei*. *Herpetological Journal*. **6**: 87-9.
- Galán, P. (1999): Demography and population dynamics of the lacertid lizard *Podarcis bocagei* in north-west Spain. *Journal of Zoology*. **249**: 203-218.
- García-Muñoz, E., Ceacero, F., Pedrajas, L., Kaliontzopoulou, A., Carretero, M.Á. (2011): Tail tip removal for tissue sampling has no short-term effects on microhabitat selection by *Podarcis bocagei*, but induced autotomy does. *Acta Herpetologica*. **6**: 223-227.
- Gomes, C.T., Draper, D., Marques, I., Rosselló-Graell, A. (2004): Componente vegetal do Plano de Ordenamento da Reserva Natural das Berlengas: Flora e Vegetação do Arquipélago das Berlengas. Relatório ICN.
- Griffiths, R.A. (1997): Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems*. **7**: 119-126.
- Grundler, M.R., Pianka, E.R., Pelegrin, N., Cowan, M.A., Rabosky, D.L. (2017): Stable isotope ecology of a hyper-diverse community of scincid lizards from arid Australia. *PLoS One*. **12**: 1-16.
- Harris, D.J., Sá-Sousa, P. (2002): *Podarcis carbonelli* Pérez-Mellado, 1981 is a distinct species. *Amphibia-Reptilia*. **23**: 459-468.
- Hasegawa, M. (2003): Ecological diversification of insular terrestrial reptiles: a review of the studies on the lizard and snakes of the Izu Islands. *Global Environmental Research*. **7**: 59-68.
- Herrera-Giraldo, J.L., Figuerola-Hernández, C.E., Holmes, N.D., Swinnerton, K., Bermúdez-Carambot, E.N., González-Maya, J.F., Gómez-Hoyos, D.A. (2019): Survival analysis of two endemic lizard species before, during and after a rat eradication attempt on Desecheo Island, Puerto Rico. *Island invasives: scaling up to meet the challenge*. **62**: 191.
- Hierlihy, C.A., Garcia-Collazo, R., Chavez Tapia, C.B., Mallory, F.F. (2013): Sexual dimorphism in the lizard *Sceloporus siniferus*: support for the intraspecific niche divergence and sexual selection hypotheses. *Salamandra*. **49**: 1-6.

- Holmes, N.D., Howald, G.R., Wegmann, A.S., Donlan, C.J., Finkelstein, M., Keitt, B. (2016): The potential for biodiversity offsetting to fund invasive species eradications on islands. *Conservation Biology*. **30**: 425-427.
- Holmes, N.D., Spatz, D.R., Oppel, S., Tershy, B., Croll, D.A., Keitt, B., Genovesi, P., Burfield, I.J., Will, D.J., Bond, A.L., Wegmann, A., Aguirre-Munoz, A., Raine, A.F., Knapp, C.R., Hung, C.H., Wingate, D., Hagen, E., Mendez-Sanchez, F., Rocamora, G., Yuan, H.W., Fric, J., Millett, J., Russell, J., Liske-Clark, J., Vidal, E., Jourdan, H., Campbell, K., Springer, K., Swinnerton, K., Gibbons-Decherong, L., Langrand, O., Brooke, M.D., McMinn, M., Bunbury, N., Oliveira, N., Sposimo, P., Gerald, P., McClelland, P., Hodum, P., Ryan, P.G., Borroto-Paez, R., Pierce, R., Griffiths, R., Fisher, R.N., Wanless, R., Pasachnik, S.A., Cranwell, S., Micol, T., Butchart, S.H.M. (2019). Globally important islands where eradicating invasive mammals will benefit highly threatened vertebrates. *PLoS ONE*. **14**: 1-17.
- Howald, G., Donlan, C.J., Galvan, J.P., Russell, J.C., Parkes, J., Samaniego, A., Wang, Y., Veitch, D., Genovesi, P., Pascal, M., Saunders, A., Tershy, B. (2007): Invasive rodent eradication on islands. *Conservation Biology*. **21**: 1258-1268.
- Huang, W.-S. (2007): Ecology and reproductive patterns of the agamid lizard *Japalura swinhonis* on an East Asian island, with comments on the small clutch sizes of island lizards. *Zoological Science*. **24**: 181-188.
- Jackson, A.L., Inger, R., Parnell, A.C., Bearhop, S. (2011): Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *J. Anim. Ecol.* **80**: 595-602.
- Jansson, R. (2003): Global patterns in endemism explained by past climatic change. *Proc. R. Soc. Edinburgh, Sect. B: Biol. Sci.* **270**: 583-590.
- Jones, H.P., Holmes, N.D., Butchart, S.H., Tershy, B.R., Kappes, P.J., Corkery, I., Aguirre-Muñoz, A., Armstrong, D.P., Bonnaud, E., Burbidge, A.A., Campbell, K., Courchamp, F., Cowan, P.E., Cuthbert, R.J., Ebbert, S., Genovesi, P., Howald, G.R., Keith, B.S., Kress, S.W., Miskelly, C.M., Oppel, S., Poncet, S., Rauzon, M.J., Rocamora, G., Russell, J.C., Samaniego-Herrera, A., Seddon, P.J., Spatz, D.R., Towns, D.R., Croll, D.A. (2016): Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **113**: 4033-4038.
- Jönsson, K.A., Holt, B.G. (2015): Islands contribute disproportionately high amounts of evolutionary diversity in passerine birds. *Nature communications*. **6**: 8538.
- Kelly, J.F. (2000): Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Can. J. Zool.* **78**: 1-27.
- Kier, G., Kreft, H., Lee, T.M., Jetz, W., Ibsch, P.L., Nowicki, C., Mutke, J., Barthlott, W. (2009): A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **106**: 9322-9327.
- Layman, C.A., Araujo, M.S., Boucek, R., Hammerschlag-Peyer, C.M., Harrison, E., Jud, Z.R., Matich, P., Rosenblatt, A.E., Valudo, J.J., Yeager, L.A., Post, D.M., Bearhop, S. (2012): Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biol. Rev.* **87**: 545-562.

- Le Corre, M., Danckwerts, D. K., Ringler, D., Bastien, M., Orłowski, S., Rubio, C. M., Pinaud, D., Micol, T. (2015): Seabird recovery and vegetation dynamics after Norway rat eradication at Tromelin Island, western Indian Ocean. *Biological Conservation*, Elsevier. **185**: 85-94.
- Lopes, R.J., Pinho, C.J., Santos, B., Seguro, M., Mata, V.A., Egeter, B., Vasconcelos, R. (2019): Intricate trophic links between threatened vertebrates confined to a small island in the Atlantic Ocean. *Ecology and evolution*. **9**: 4994-5002.
- Martín, N., Martínez, S., Pujol-Buxó, E., Vinolas, A., Llorente, G.A., Sanpera, C., Vasconcelos, R., Carranza, S., Santos, X. (2017): Stable isotopes and diet uncover trophic-niche divergence and ecological diversification processes of endemic reptiles on Socotra Island. *Zoologischer Anzeiger*. **267**: 69-81.
- McCreless, E.E., Huff, D.D., Croll, D.A., Tershy, B.R., Spatz, D.R., Holmes, N.D., Butchart, S.H.M., Wilcox, C. (2016): Past and estimated future impact of invasive alien mammals on insular threatened vertebrate populations. *Nature Communications*. **7**: 12488.
- Meiri, S. (2008). Evolution and ecology of lizard body sizes. *Global Ecology and Biogeography*. **17**: 724–734.
- Michener, R., Lajtha, K. (2007): *Stable isotopes in ecology and environmental science*, 2nd Edition. Boston, Blackwell Publishing.
- Monks, J.M., Monks, A., Towns, D.R. (2014): Correlated recovery of five lizard populations following eradication of invasive mammals. *Biol. Invasions*. **16**: 167–175.
- Nascimento, T., Oliveira, N., Fagundes, A.I., Tejada-Baena, C., Luís, A. (2019): Diet selection of introduced black rats *Rattus rattus* L. in relation to plant availability on Berlenga Island, Portugal. *Ecologia mediterranea*. **45**: 15-29.
- Newsome, S.D., Rio, C.M. del, Bearhop, S., Phillips, D.L. (2007): A niche for isotopic ecology. *Front Ecol Environ*. **5**: 429–436.
- North, S.G., Bullock, D.J., Dulloo, M.E. (1994): Changes in the vegetation and reptile populations on Round Island, Mauritius, following eradication of rabbits. *Biol. Conserv.* **67**: 21–28.
- Novosolov, M., Raia, P., Meiri, S. (2013): The island syndrome in lizards. *Global Ecology and Biogeography*. **22**: 184-191.
- Oliveira, N., Guilherme, J., Fagundes, I., Geraldés, P., Andrade, J. (2016): Monitorização da população de coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus* da ilha da Berlenga (2015-2016). Relatório da Ação A.3 do projeto LIFE Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- Olivera, P., Menezes, D., Trout, R., Buckle, A., Geraldés, P., Jesus, J. (2010): Successful eradication of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) and house mouse (*Mus musculus*) from the island of Selvagem Grande (Macaronesian archipelago), in the Eastern Atlantic. *Integrative zoology*. **5**: 70-83.
- Padilla, D.P., González-Castro, A., Nieves, C., Nogales, M. (2009): Trophic ecology of the Southern Grey Shrike (*Lanius meridionalis*) in insular environments: the influence of altitude and seasonality. *Journal of Ornithology*. **150**: 557-568.
- Pafilis, P., Fofopoulou, J., Sagonas, K., Runemark, A., Svensson, E., Valakos, E.D. (2011): Reproductive biology of insular reptiles: marine subsidies modulate expression of the

- 'islandsyndrome'. *Copeia*. **2011**: 545–552.
- Paulay, G. (1994): Biodiversity on oceanic islands: Its origin and extinction. *Integr. Comp. Biol.* **34**: 134–144.
- Pérez-Cembranos, A., León, A., Pérez-Mellado, V. (2016): Omnivory of an Insular Lizard: Sources of Variation in the Diet of *Podarcis lilfordi* (Squamata, Lacertidae). *PLoS ONE*. **11**: e0148947.
- Pérez-Mellado, V. (1982): Algunos datos sobre la reproducción de dos especies de Lacertidae (Sauria, Reptilia) en el Sistema Central. *Bol. R. Esp. Hist. Nat. (Biol.)*. **80**: 165-173.
- Pérez-Mellado, V. (1983): Alimentación de dos especies simpátricas de saurios en el Sistema Central, *Podarcis hispanica* (Steindachner, 1870) y *Podarcis bocagei* (Seoane, 1884) (Sauria, Lacertidae). *Studia Oecologica*. **4**: 89-114.
- Pérez-Mellado, V., García-Díez, T., Hernández-Estévez, J.A., Tavecchia, G. (2015): Behavioural processes, ephemeral resources and spring population dynamics of an insular lizard, *Podarcis lilfordi* (Squamata: Lacertidae). *Italian Journal of Zoology*. **82**: 556-564.
- Post, D.M. (2002): Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*. **83**: 703-718.
- Preston, T., Owens, N.J.P. (1985): Preliminary ¹³C measurement using a gas chromatograph interfaced to an isotope ratio mass spectrometer. *Biomed. Mass Spectrom.* **12**: 510-513.
- Pringle, R. M., Kartzinel, T. R., Palmer, T. M., Thurman, T. J., Fox-Dobbs, K., Xu, C. C. Y., Hutchinson, M. C., Coverdale, T. C., Daskin, J. H., Evangelista, D. A., Gotanda, K. M., Man in 't Veld, N. A., Wegener, J. E., Kolbe, J. J., Schoener, T. W., Spiller, D. A., Losos, J. B., Barrett, R. D. H. (2019): Predator-induced collapse of niche structure and species coexistence. *Nature*. **570**: 58.
- Raia, P., Guarino, F.M., Turano, M., Polese, G., Rippa, D., Carotenuto, F., Monti, D.M., Cardi, M. Fulgione, D. (2010): The blue lizard spandrel and the island syndrome. *BMC Evolutionary Biology*. **10**: 289.
- Reimchen, T.E., Steeves, D., Bergstrom, C.A. (2016): Sex matters for defence and trophic traits of threespine stickleback. *Evolutionary Ecology Research*. **17**: 459-485.
- Richardson, K.M., Iverson, J.B., Kurle, C.M. (2019): Marine subsidies likely cause gigantism of iguanas in the Bahamas. *Oecologia*. **189**: 1005-1015.
- Rodríguez, C., Torres, R., Drummond, H. (2006): Eradicating introduced mammals from a forested tropical island. *Biological Conservation*. **130**: 98–105.
- Rodriguez-Cabal, M.A., Barrios-Garcia, M.N., Simberloff, D. (2009): Across island and continents, mammals are more successful invaders than birds (Reply). *Diversity and Distributions*. **15**: 911–912.
- Roll, U., Feldman, A., Novosolov, M., Allison, A., Bauer, A.M., Bernard, R., Böhm, M., Castro-Herrera, F., Chirio, L., Collen, B., Colli, G.R., Dabool, L., Das, I., Doan, T.M., Grismer, L.L., Hoogmoed, M., Itescu, Y., Kraus, F., LeBreton, M., Lewin, A., Martins, M., Maza, E., Meirte, D., Nagy, Z.T., Nogueira, C.C., Pauwels, O.S.G., Pincheira-Donoso, D., Powney, G.D., Sindaco, R., Tallowin, O.J.S., Torres-Carvajal, O., Trape, J.-F., Vidan, E., Uetz, P., Wagner, P., Wang, Y., Orme, C.D.L., Grenyer, R., Meiri, S. (2017): The global distribution of tetrapods reveals a need for targeted reptile conservation. *Nature Ecology & Evolution*. **1**: 1677–1682.

- Russell, J.C., Holmes, N.D. (2015): Tropical island conservation: rat eradication for species recovery. *Biological Conservation*. **185**: 1-7.
- Sacchi, R., Mangiacotti, M., Scali, S., Sannolo, M., Zuffi, M.A.L., Pellitteri-Rosa, D., Bellati, A., Galeotti, P., Fasola, M. (2015): Context-dependent expression of sexual dimorphism in island populations of the common wall lizard (*Podarcis muralis*). *Biological journal of the Linnean Society*. **114**: 552-565.
- Sagonas, K., Pafilis, P., Lymberakis, P., Valakos, E.D. (2019): Sexual maturation and reproduction of the Balkan green lizard *Lacerta trilineata* specimens in mainland and island populations from Greece. *North-Western Journal of Zoology*. **15**: 55-61.
- Sakai, A. K., Allendorf, F.W., Holt, J.S., Lodge, D.M., Molofsky, J., With, K.A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E., Ellstrand, N.C., McCauley, D.E., O'Neil, P., Parker, I.M., Thompson, J.N., Weller, S.G. (2001): The population biology of invasive species. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **32**: 305-332.
- Sá-Sousa, P. (1990): Notas sobre Biologia Evolutiva de *Podarcis bocagei* (Seoane, 1884) – Sauria, Lacertidae. Relatório de estágio. Fac. Ciências, Univ. Lisboa, Lisboa.
- Sá-Sousa, P., Almeida, A.P., Rosa, H., Vicente, L., Crespo, E.G. (2000): Genetic and morphological relationships of the Berlenga wall lizard (*Podarcis bocagei berlengensis*: Lacertidae). *J. Zool. Syst. Evol. Research*. **38**: 95-102.
- Sebastián, O.S., Navarro, J., Llorente, G.A., Richter-Boix, Á. (2015): Trophic strategies of a non-native and a native amphibian species in shared ponds. *PLoS One*. **10**: 1-17.
- Spatz, D.R., Zilliacus, K.M., Holmes, N.D., Butchart, S.H.M., Genovesi, P., Ceballos, G., Tershy, B.R., Croll, D.A. (2017): Globally threatened vertebrates on islands with invasive species. *Science advances*. **3**: 1-12.
- SPEA. (2015): LIFE Berlengas - Gestão Sustentável para a Conservação das Espécies e Habitats Ameaçados na ZPE das Berlengas. Relatório Inicial. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- SPEA. (2015): Projeto Life Berlengas: posição sobre as medidas de gestão da Reserva Natural das Berlengas e de controlo das populações de espécies invasoras introduzidas.
- SPEA. (2017): Life Berlengas - Gestão Sustentável para a Conservação das Espécies e Habitats Ameaçados na ZPE das Berlengas. Relatório de Progresso. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- St Clair, J.J. (2011): The impacts of invasive rodents on island invertebrates. *Biological Conservation*. **144**: 68-81.
- Tershy B.R., Shen K.-W., Newton K.M., Holmes N.D., Croll D.A. (2015): The importance of islands for the protection of biological and linguistic diversity. *Bioscience*. **65**: 592–597.
- Towns, D.R. (1991): Response of lizard assemblages in the Mercury Islands, New Zealand, to removal of an introduced rodent: The kiore (*Rattus exulans*). *J. R. Soc. New Zeal.* **21**: 119–136.
- Vicente, L.A. (1989): Sobre a história natural dos répteis da ilha Berlenga: a síndrome de insularidade. Dissertação de doutoramento, Fac. Ciências, Univ. Lisboa, Lisboa.
- Vicente, L.A., Araújo, P.R., Barbault, R. (1995): Ecologie trophique de *Podarcis bocagei berlengensis* et de *Lacerta lepida* (Sauria, Lacertidae) sur l'île de Berlenga (Portugal). *Revue d'écologie*

(Terre Vie). **50**: 317–351.

Vidal, N., Azvolinsky, A., Cruaud, C., Hedges, S.B. (2007): Origin of tropical American burrowing reptiles by transatlantic rafting. *Biology letters*. **4**: 115-118.

Warne, R.W., Gilman, C.A., Wolf, B.O. (2010): Tissue-carbon incorporation rates in lizards: implications for ecological studies using stable isotopes in terrestrial ectotherms. *Physiological and Biochemical Zoology*. **83**: 608-617.

Zavaleta, E.S., Hobbs, R.J., Mooney, H.A. (2001): Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution*. **16**: 454–459.

Zino, F., Hounscome, M.V., Buckle, A.P. Biscoito, M. (2008): Was the removal of rabbits and house mice from Selvagem Grande beneficial to the breeding of Cory's shearwaters *Calonectris diomedea borealis*? *Oryx* **42**: 151–154.

6. ANEXOS



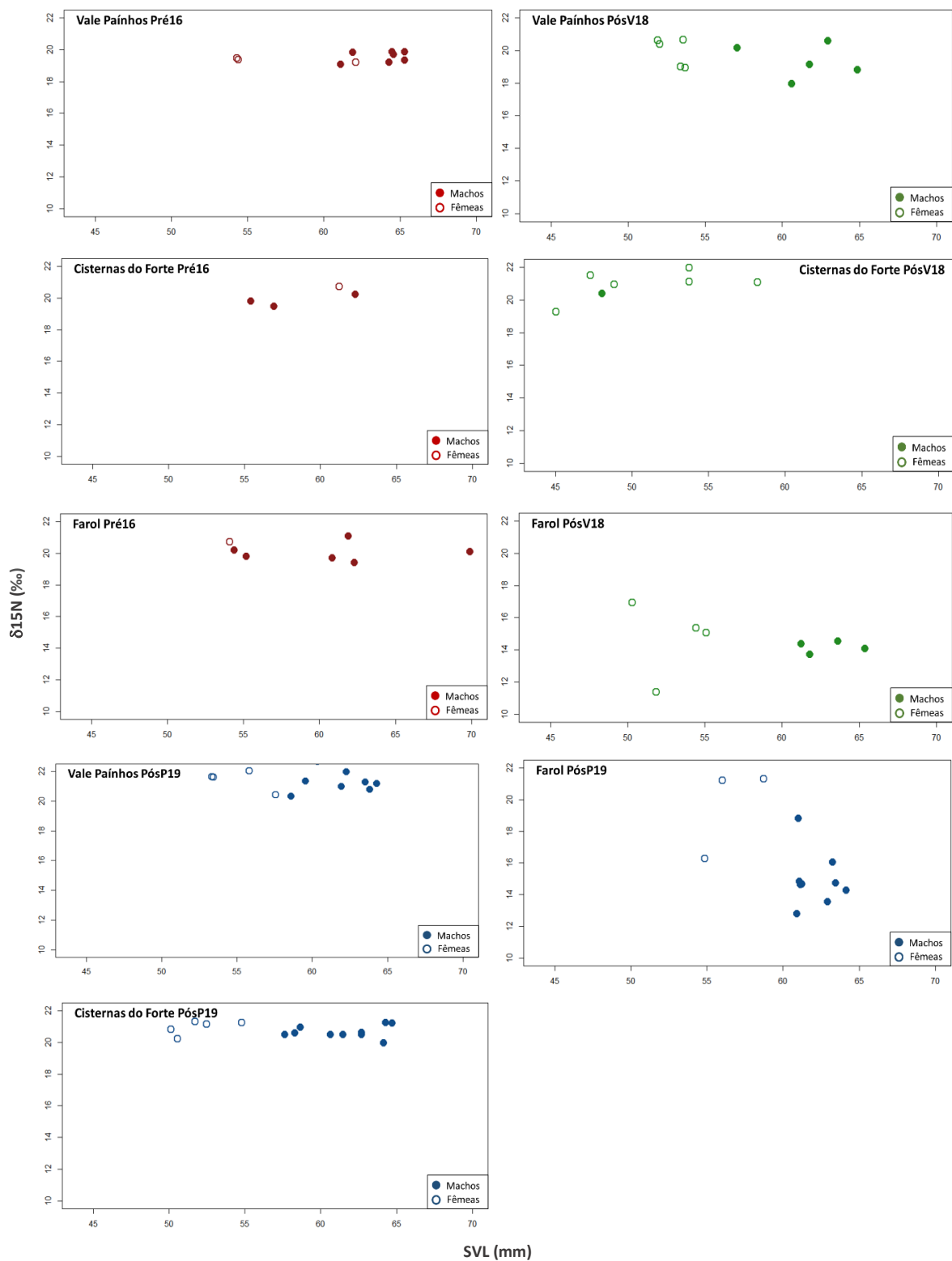
Anexo 2.1.1- Zona de Vale Paínhos no final de verão de 2016 (pré-erradicação), final de verão de 2018 (pós-erradicação) e na primavera de 2019 (pós-erradicação).



Anexo 2.1.2- Zona das Cisternas do Forte no final de verão de 2016 (pré-erradicação), no final de verão de 2018 (pós-erradicação) e na primavera de 2019 (pós-erradicação).



Anexo 2.1.3- Zona do Farol no final de verão de 2018 (pós-erradicação) e na primavera de 2019 (pós-erradicação).



Anexo 3.4.3.1- Relação entre o tamanho corporal (SVL) das lagartixas amostradas e a assinatura isotópica de azoto ($\delta^{15}N$) antes (Pré16), após a erradicação de mamíferos (PósV18) e na primavera seguinte (PósP19) nas três zonas de amostragem na ilha.